



Internbelastningsrisk från våtmarkssediment

Risk of internal loading in the sediments of constructed wetlands

Sofie Michelsen

Examensarbete, 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för vatten och miljö
Kandidatprogram i Miljövetenskap, 180 hp
Uppsala VT 2021

Internbelastningsrisk från våtmarkssediment

Risk of internal loading in the sediments of constructed wetlands

Sofie Michelsen

Handledare: Pia Geranmayeh, SLU, Institutionen för vatten och miljö

Examinator: Brian Huser, SLU, Institutionen för vatten och miljö

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: G2

Kurstitel: Självständigt arbete i miljökunskap

Kurskod: EX0896

Program/utbildning: Kandidatprogram i Miljövetenskap 180 hp

Kursansvarig inst.: Vatten och Miljö

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: VT 2021

Nyckelord: Internbelastning, anlagda våtmarker, övergödning, fosforretention, jordbruksmarker

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakultet: NJ fakulteten

Institution: Vatten och miljö

Publicering och arkivering

☒ JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.

Sammanfattning

Syftet med studien var att kvantifiera internbelastningsrisken i 21 anlagda våtmarker i jordbruksområden runt sjön Mälaren i Sverige. Även att utvärdera hur avrinnings- och våtmarksfaktorer påverkar internbelastningsrisken. I denna studie varierade den uträknade maximala internbelastningen (Li) i våtmarkerna mellan 4 upp till 21,6 mg/m²/d. Variationen påverkades främst av den totala massan P och andelen järnbunden P i våtmarkerna. Modellen inkluderar däremot inte labil organisk bunden P, vilket gör att internbelastningsrisken i våtmarkerna kan vara större. Andel jordbruksmark och lerinnehåll hade lite eller ingen effekt på internbelastningsrisken. Däremot hade våtmarksfaktorer viss påverkan. De anlagda våtmarkerna som var utformade för P- ackumulation hade generellt högre P koncentration, vilket kan bidra till internbelastning, än våtmarker som inte var anlagda i samma syfte. I vidare undersökningar kan ytterligare avrinningsfaktorer vara viktiga att inkludera för bättre förståelse av extern påverkan på internbelastningen i våtmarkerna.

Nyckelord: Internbelastning, anlagda våtmarker, övergödning, fosforretention, jordbruksmarker

Abstract

The aim of this study was to quantify the risk of internal loading of phosphorus (P) in the sediments of 21 constructed wetlands, situated in agricultural catchment in close proximity to the lake Mälaren in Sweden. Furthermore, to evaluate how factors in the catchment area and in the wetlands, effect the risk of internal loading. This study found that the calculated maximal internal loading (Li) in the wetlands ranged from 4 up to 21,6 mg/m²/d. This variation is mostly due to the total mass of P and iron bound P found in the wetlands. However, the model does not include organic bound P, and the amount of P that risk leaking from the wetlands could be higher. Share of agricultural land and clay content did not have a profound effect on the risk of internal loading. Factors in the wetlands however had some impact. The constructed wetlands designed for P accumulation had generally a higher concentration of P, which could contribute to internal loading, than wetlands with similar depth. For further studies, including additional catchment-factors would perhaps be an option for better understanding the external impact on internal loading in the wetlands.

Keywords: Internal loading, constructed wetlands, agricultural area, eutrophication, P-retention

Förord

Denna studie genomförs inom ramen för ett kandidatarbete (15hp) i Miljövetenskap. Stort tack till Pia Geranmayeh vid institution miljö och vatten på SLU som var handledare för all vägledning genom arbetet. Stort tack även till Axel Wilson samt min mamma som hjälpte vid diverse tekniska svårigheter.

Innehållsförteckning

Förkortningar.....	7
1. Introduktion och bakgrund.....	8
Anlagda våtmarker och fosfordammar	8
Interbelastning	9
Faktorer som påverkar P-ackumulation	10
1.1. Syfte och frågeställning	11
2. Material och metod.....	12
2.1. Våtmarksbeskrivning.....	12
2.2. Sedimentprovtagning och analys	15
2.3. Databearbetning	15
2.4. Statistiska analyser	16
3. Resultat	17
3.1. Sedimentkaraktärisering	17
3.1.1. OM	18
3.1.2. P-fraktioner	20
3.2. Total P och internbelastning i 21 våtmarker.....	22
3.2.1. Variation i TP halt mellan våtmarkerna	22
3.2.2. Variation i Mobil P halt mellan våtmarkerna	24
3.2.3. Maximala internbelastningsrisken	27
3.2.4. Labil P	28
3.3. Internbelastning kopplat till våtmarks- och avrinningsfaktorer	31
3.3.1. Vattendjup	31
3.3.2. Skillnader mellan våtmarkstyp	32
3.3.3. Variationer inom våtmarkstyperna	33
3.3.4. Våtmarksstorlek	34
3.3.5. Lerhalt	35
3.3.6. Andel jordbruksmark	36
4. Diskussion	37
4.1. Internbelastning kopplat till OM och TP.....	37
4.2. Internbelastning kopplat till våtmarksfaktorer och avrinningsfaktorer	38
4.3. Maximal internbelastningsrisk och Labil P.....	40
5. Slutsats.....	42
Referenser.....	43

Förkortningar

Labil Org-P: Läckagebenägen organiskt bunden fosfor

Labil P: Mobil fosfor och labil organisk fosfor

Li: Maximal internbelastningsrisk

Mobil P: Porvattenbunden och järnbunden fosfor

OM: Organiskt material

Org-P: Organiskt bunden fosfor

P-Al: Aluminiumbunden fosfor

P-Ca: Kalciumbunden fosfor

P-Fe: Järnbunden fosfor

P-PW: Porvattenbunden fosfor

TP: Total fosfor

1. Introduktion och bakgrund

Övergödning är ett problem över hela planeten, inkluderat dagens Östersjöområde och Mälaren. Övergödning orsakas av hög tillförsel näringsämnen, framförallt fosfor (P) och kväve (N), till mark och vatten. En hög koncentration av näringsämnen i vattnet försämrar vattenkvaliteten och gynnar produktion av snabbväxande alger. Algerna producerar på kort tid mycket biomassa och förändrar därmed habitat och konkurrerar ut andra vattenlevande organismer. Vid nedbrytning av algerna förbrukas mycket syre, vilket medför att anaeroba miljöer skapas och syreberoende organismer flyr området eller dör (Sveriges Vattenmiljö 2019; havet.nu. 2020).

Läckage från jordbruksmark bidrar till övergödningssproblematiken. År 2019 var 51% av all N och 31 % av all P som via vattendrag tillfördes Sveriges hav från jordbruket. I Mälaren står jordbruket för majoriteten av det antropogena näringsläckaget (Havs och vattenmyndigheten 2019).

Jordbruksmarker har generellt större P-läckage än skogsmark, bland annat eftersom dessa gödslas kraftigare (Johannesson et al 2011). Även intensiv djurhållning och lagring av stallgödsel bidrar till höga P-halter i marken (Kynkäänniemi 2014).

Åtgärder för att minska övergödningen har pågått under en längre tid. År 1980 implementerades det första åtgärdsprogrammet för minskning av näringsläckage från jordbruket i Sverige. Idag bedrivs mestadels arbetet med utgångspunkt i de svenska miljömålen, samt via EU-direktiv och internationella åtaganden. (Jordbruksverket 2019). Trots åtgärder är många av landets sjöar och hav i hög grad fortfarande övergödda. Mälaronrådet har miljöbevakats sedan 60-talet och åtgärder för att minska övergödningen har resulterat i betydande förbättringar i vattenkvaliteten. Även om näringstillförsel minskat har stora delar av Mälaren fortfarande för höga näringsnivåer och ytterligare insatser behövs (mälaren.org. 2020; Havs och vattenmyndigheten 2019).

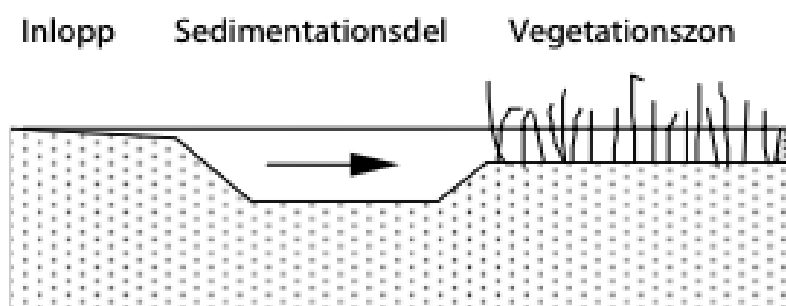
Anlagda våtmarker och fosfordammar

För att minska läckaget av näringsämnen har våtmarker använts som en reningsmetod. Våtmarker har med hjälp av bidrag från landsbygdsprogrammet anlagts av markägare sedan 1990-talet i Sverige. Syftet med våtmarkerna är att minska läckaget av näringsämnen från närliggande jordbruksmark och öka den biologiska mångfalden (Hoffmann et al., 2009; Braskerud *et al.* (2005). I början utformades våtmarkerna främst för N-rening. N i form av nitrat omvandlas genom en denitrifikationsprocess till kvävgas och lämnar på så sätt våtmarken. På senare år har intresset ökat för våtmarker utformade för P-rening, så kallad fosfordammar

(Figur 1). Sveriges första fosfordamm, etablerades år 2009 och sedan 2010 kan bidrag sökas för etablering av fosfordammar.

I jordbruksområden är störst andel P bunden till jordpartiklar, den effektivaste metoden för P-rening är därför sedimentation av jordpartiklar och P bunden till dessa. Fosfordammar är utformade för att gynna sedimentation (Figur 1): en inledande djup del vid inloppet för att minska vattenhastigheten så att jordpartiklarna i vattnet hinner sjunka till botten, följt av en grundare del med vegetation. Vegetationen stabiliserar våtmarksbotten genom vätrötter som binder sedimentet och fungerar likt ett filter för små jordpartiklar (Ulén, 2004; Koskiaho, 2003; Uusitalo *et al.*, 2000; Kynkäänniemi 2014; Jordbruksverket 2010).

Sedimentering av P är endast en temporär reningsmetod. P som sedimenterat kan resuspendera (återgå i lösning). Sedimentpartiklarna kan virvla upp från botten igen vid turbulens, högt vattenflöde eller bioturbation. Sedimentet och lagrat P kan då spolats ut eller omlagras i våtmarken. Sedimentet behöver därför med tiden tas bort för en permanent rening (Hassby 2015).



Figur 1: Illustration av en fosfordamm, inledande djup del (1–1,5m), följt av en grundare del (0,2–0,4m) med övervattensvegetation. Källa: (Jordbruksverket 2010)

Interbelastning

Genom kemisk sorption kan löst P i vattnet, fosfat, bindas till kalcium (P-Ca), aluminium (P-AL) och järn (P-Fe) i våtmarkssedimentet beroende på pH.

Genom växtupptag renas P temporärt från vattnet och binds till organiska molekyler. Mestadelen P frisätts igen när växterna dör och en mindre andel P förekommer som organisk bunden (Org-P) i sedimentet. P finns också bundet i vattenporerna i våtmarkssedimentet, så kallad porvattenbunden P (P-PW).

Trots minskad extern P belastning kan näringsnivåer och vattenkvalitén fortsättningsvis påverkas av internbelastning. Internbelastning sker vid ändrade biogeokemiska förhållanden som förändrat pH, syrebrist och vid stagnerat (stillastående) vatten, vilket gör att P lagrat i sedimentet kan läcka till vattnet igen (Pilgrim *et al* 2007). Resuspension och vindturbulens är faktorer som kan ändra kemiska förhållanden, och vid nya jämviktsförhållande bidra till internbelastning (Lannergård *et al* 2015). Fiskar, främst karpfiskar men även braxen, kan genom grävande i bottensedimentet öka omblandningen av sedimentet i djupare lager och

således öka frisättningen av P (Hu, Q. och Huser, B.J. 2014; Weber et al., 2009; Driver et al., 2005).

Vid syrebrist ändras redox-förhållanden i våtmarken, vilket inducerar en frisättning av P-Fe. P-Fe och P bundet till porvatten (P-PW) i våtmarkssedimentet är mobilt och kan vara direkt bidragande till internbelastningen. Även Org-P kan beroende på nedbrytningsgrad av den organiska molekylen vara löslig och kallas då labilt Org-P. Labilt Org-P och mobilt P benämns som läckagebenägen labilt P och bidrar till internbelastningen. P bundet till aluminium (P-Al) och kalcium (P-Ca) samt P i mineralform är beroende på pH för det mesta alla svårslösliga (Pilgrim et al 2007). Vid låga pH kan P bundet till Ca, Al och Fe vara mer lösligt och kalkning i syfte att höja pH i sjöar har därför visat ha minskande effekt på internbelastning (Huser, B.J. & Rydin, E., 2005; Hu Q. & Huser, B.J., 2014).

På sensommaren/hösten är risken för internbelastning större eftersom organiskt material som produceras under sommaren bryts ned i en syrekrävande process. (Lannergård et al. 2020). Under natten är risken för syrebrist högre eftersom växter respirerar istället för att fotosyntetisera (Huntingford et al, 2017). Växterna släpper ut koldioxid i respirationen som reagerar med vattnet och bildar en svag syra (kolsyra) och pH minskar (Mitchell, M.A., et al, 2009). Vindhastigheten minskar under natten vilket kan leda till vattenstagnation (SMHI. 2020; Lannergård et al 2015).

Internbelastning sker från det översta sedimentlagret, det så kallade aktiva lagret, där sedimentet interagerar med vattenmassan. Detta sträcker sig ned till ett djup där läckagebenägen P stabiliseras, vanligen vid: 4–10 cm (Johanneson et al 2011).

Faktorer som påverkar P-ackumulation

Faktorer som påverkar P ackumulationen är: våtmarksstorlek och utformning, avrinningsområdets storlek, den hydrauliska belastningen samt markanvändningen i avrinningsområdet (Johanneson et al 2011). För hög effektivitet ska våtmarker helst vara belägna så att den mottar höga halter P från jordbruksmark. Även jordarten i avrinningsområdet påverkar hur mycket P som hamnar i våtmarken. Höga P-utsläpp sker från jordar som är erosionsbenägna, från lerjordar, mjäla-jordar och från jordar med hög P-status, dvs P-AL koncentrationer (Kynkäänniemi 2014; Ulén, 2004; Koskiahio, 2003; Uusitalo *et al.*, 2000). Jordbruksmark på lerjord har ofta mer P-Ca än skogsmark och störst andel av den P-fraktionen hittas i jordbruksbäckar. (Lannergård et al. 2020) Våtmarksfaktorer som vattendjup, våtmarksstorlek kan påverka P-ackumulationen (Lundekvam & Skoien, 1998). Ökat vattendjup i våtmarker gynnar sedimentation, men för stort vattendjupet kan resultera i att P inte hinner nå botten och ackumulationen påverkas negativt (Johanneson et al 2011). Våtmarksstorlek i relation till avrinningsområdet påverkar mängd vatten som rinner in i våtmarken, lagom med vatten behövs för att sedimentationen ska ske, men för mycket vatten gör att P inte hinner sedimentera (Braskerud *et al.*, 2005). P-ackumulationen har visat i en studie av Johanneson et al (2011) ha positiv korrelation med hur långsmal våtmarken är L: W.

1.1. Syfte och frågeställning

Förståelse för faktorer som påverkar internbelastningsrisken i anlagda våtmarker kan bidra till att bättre tillgodose syftet med våtmarksetableringen: att vara en P-fälla för att långsiktigt förbättra vattenkvalitet och minska näringsbidrag från jordbruksmarker till närliggande vattendrag. Internbelastningsrisken har främst studerats i sjösediment och mindre i våtmarkssediment (Pant 2020), vilket denna studien syftar till att göra.

Studiens avgränsning är till en analys av 21 olika våtmarker anlagda runt Mälaren i lerjordsdominerande jordbruksområden. Syftet är att kvantifiera internbelastningsrisken i våtmarkerna och utvärdera hur sedimentets karaktär samt våtmarks- och avrinningsområdesfaktorer påverkar risken för internbelastning. Mer specifikt söks svar på följande frågeställningar:

- I. Ökar koncentrationen av mobilt P med halten total P (TP) och organiskt material (OM) i våtmarkssediment?
- II. Hur påverkas risken för internbelastning av:
 - a. våtmarksfaktorer (vattendjup, storlek, vegetation)
 - b. avrinningsområdesfaktorer (markanvändning, lerhalt)
- III. Hur stor var maximala internbelastningsrisken (Li) i våtmarkerna?

2. Material och metod

I denna studien analyseras data från 21 olika våtmarker runt om Mälaren som provtogs och analyserades våren och sommaren 2020 (Figur 2). Studien innefattar dataanalyser med hjälp av tidigare litteratur, Excel och Minitab.

2.1. Våtmarksbeskrivning

I den här studien undersöks 21 våtmarker i lerområden runt Mälaren (Tabell 1) (Figur 2). Sex av dessa är våtmarker med ett liknande vattendjup, medan resterande är fosfordammar. SöÖ och Ökn anslades som fosfordammar, men liknar våtmarker då djupa och grunda delar inte går att urskilja från varandra längre men räknas in som fosfordammar i följande studie. Vid generella beskrivningar och jämförelser inkluderas fosfordammar i våtmarksbegreppet. Data för våtmarksfaktorer (vattendjup och våtmarksstorlek), samt avrinningsfaktorer markanvändning och lerhalt erhålls från Ferguson (2019).

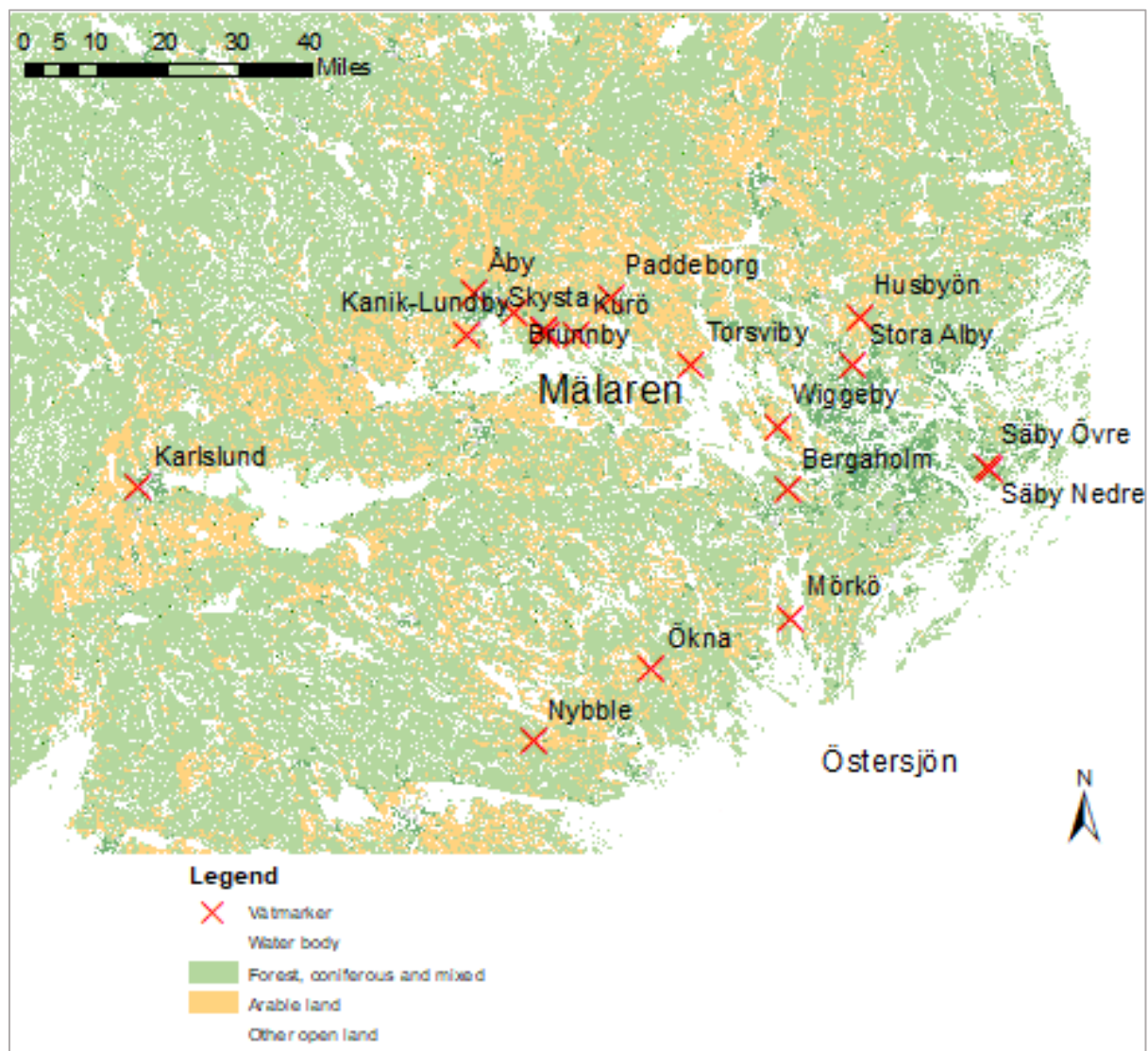
Våtmarkerna skiljer sig åt i storlek mellan 0,01 hektar (Sky) och 1,3 hektar (Gra) (Tabell 1). Förhållandet mellan våtmarksstorleken och avrinningsområdets storlek (AW:AC) varierar avsevärt mellan våtmarkerna, Skä är så lite som 0,03 % av avrinningsområdet och Lif upp till 19,4%. Andel jordbruksmark och lerhalt i (%) i avrinningsområdet varierar mellan våtmarkerna. Andel jordbruksmark är lägst i Kar (0 %) och högst i Kur (72 %). Lerhalten varierar mellan 27 och 49 %, Kur har högst och SöÖ lägst.

Medelvattendjup skiljer sig också våtmarkerna emellan, 0,1–0,9 m (Ber respektive Åby och Spr) (Tabell 1).

Tabell 1. Våtmarkernas namn, namnförkortning, våtmarkstyp, våtmarksstorlek (ha), våtmarksstorlek i förhållande till avrinningsområdets areal (%) vattendjup (m), andel jordbruksmark och lerhalt (%) i avrinningsområdet.

Våtmarker	Förkortningar	Våtmarkssarea (ha)	AW:AC (%)	Vattendjup (m)	Jordbruksmark (%)	Lerhalt (%)	Våtmarkstyp
Paddeborg	Pad	0,18	0,1	0,5	45	46	Fosfordamm
Säby Övre	SäÖ	0,26	0,89	0,7	34	27	Fosfordamm*
Nybble	Nyb	0,07	0,13	0,3	39	36	Fosfordamm
Bergaholm	Ber	0,08	0,29	0,1	34	35	Fosfordamm
Ökna	Ökn	0,06	0,18	0,6	43	37	Fosfordamm*
Husbyön	Hus	0,08	2,54	0,5	64	41	Fosfordamm
Björnhagen	Bjö	0,8	1,33	0,4	6	45	Fosfordamm
Stora Alby	StA	0,05	1,61	0,6	25	43	Fosfordamm
Kanik-Lundby	KaL	0,06	0,3	0,6	53	48	Fosfordamm
Brunnby	Bru	0,15	0,13	0,7	80	46	Fosfordamm
Wiggeby	Wig	0,06	0,04	0,6	34	44	Fosfordamm
Karlslund	Kar	0,22	0,92	0,6	0	*	Fosfordamm
Skysta	Sky	0,01	0,05	0,7	29	40	Fosfordamm
Skämsta	Skä	0,03	0,03	0,4	47	46	Fosfordamm
Springsta	Spr	0,1	0,19	0,9	38	46	Fosfordamm
Säby Nedre	SäN	0,05	1,68	0,6	49	36	Våtmark
Lilla Fågelbo	LiF	0,8	19,4	0,4	28	46	Våtmark
Åby	Åby	0,16	0,13	0,9	48	41	Våtmark
Torsvi	Tor	1,06	0,09	0,7	63	44	Våtmark
Kurö	Kur	1,11	1,54	0,3	72	49	Våtmark
Graneberg	Gra	1,32	1,1	0,4	58	40	Våtmark

*Fosfordammar som vuxit igen och fått ett jämnt djup, utan skillnad mellan grund och djup del.



Figur 2: Placeringen av de flesta av studiens våtmarker, markerade som röda kryss runt Mälaren med omnejd. Lantmäteriet ©, bakgrundskarta: Terrängkarta 2020.

2.2. Sedimentprovtagning och analys

Sedimentproppar från våtmarkerna har tagits under våren och sommaren år 2020. Antal provpunkter för varje våtmark varierar mellan 2–4 stycken. I fosfordammarna med en grund och djup del togs fyra sedimentproppar: i inlopp till djupa delen (InD), utlopp från djupa (UtD), inlopp till grunda (InV) samt utlopp från grunda delen (UtV). I våtmarker med endast en del erhålls två proppar (In) och (Ut) per våtmark, men i vissa fall en extra för att ytterligare ett inlopp fanns. Alla proppar skiktades i 1 cm prov, men endast de översta fyra centimetrarna som anses vara aktivt inkluderades i denna studien. P-fraktioner definieras i denna undersökning i enlighet med Haygarth och Sharpley (2000).

Genom sekventiell kemisk extrahering identifierades olika P-fraktioner i sedimentet. Mobil P (P-PW och P-Fe), P-AL och P-Ca extraherades med hjälp av olika ämnen från sedimentprovet i rumstemperatur. P-Fe extraheras med BD-P, P-PW med NaOH-RP, P-AL med NaOH-NRP och P-Ca med HCl-P och residual P (Res-P). Res-P uträknades genom subtraktion extraherad P från TP. P-fraktioneringsmetoden som används i denna undersökning är baserad på Lannergård et al. (2020) utvecklad av Psenner och Pucsko (1988), samt modifierad av Hupfer et al. (1995, 2009) och Jan et al. (2015).

Genom en reaktion med kalciumperoxidsulfat och ammoniummolybdat spektrometrisk metod blå, analyseras TP (SS-EN ISO 6878:2005). För uträkning av vattenhalt (% vatten i sedimentet) fryses sedimentproven ned till -20 grader i 12 timmar, sedan torrfrysning i -40 grader i 48 timmar. Organiskt material och skrymdensitet räknas ut för proverna genom upphettning (glödning) i 550 grader i 2 timmar (Håkanson & Jansson, 2011).

2.3. Databearbetning

P-Fe och P-PW i det aktiva lagret, 0–4 cm, definieras i denna studie som mobil P och bidrar till internbelastning. Även det organiskt bundna labila P bidrar till internbelastning och beräknas genom att subtrahera bakgrundshalten Org-P i bottenlagret från Org-P i det aktiva lagret (0–4 cm). Summan av mobil P och labil Org-P kallas i studien labil P.

Maximal internbelastningsrisk under varma och syrefria förhållanden beräknades genom ekvationen för Li (Pilgrim et al. 2007).

Ekvation:

$$Li \text{ maximala (mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}) = 15.1 * M - 0.7$$

$$*.M = \text{mobil P i sedimentet (0-4cm djup) (g m}^{-2} \text{ cm}^{-1})$$

M i ekvationen är mobilt P i yt-sedimentet. Modellen är utformad främst för mjuka, sandiga sjöbottnar.

2.4. Statistiska analyser

Alla statistiska analyser utfördes i Minitab och Excel med signifikansnivån: $p < 0,05$. Regressionsanalyser används vid följande jämförelser:

- Mobil P jämfört med organiskt material(OM), total P (TP), vattendjup, ler (%), andel jordbruksmark i avrinningsområdet, Org-P i % av TP samt P-Fe.
- Labil Org-P jämfört med TP, OM, Org-P i % av TP.

Parat t-test användes för sökt signifikant skillnad mellan våtmarkerna med avseende på:

- OM, TP, mobilt P och Li maximala internbelastning.

Samt även vid jämförelsen mellan:

- Grund och djup våtmark.
- Fosfordammar och våtmarker.

3. Resultat

Resultatdelen innefattar sedimentkaraktärisering samt undersökning av läckagebenäget P (mobil P, labil Org-P och labil P) i våtmarkerna. För att undersöka vad variationer mellan våtmarkerna beror på med avseende på mobil P, labil Org-P och labil P, plottades dessa mot TP, organiskt material och andra P-fraktioner. Den maximala internbelastningsrisken för varje våtmark räknades också ut och jämfördes våtmarkerna emellan. Möjlig koppling undersöktes mellan läckagebenägen P i yt-sedimenten och faktorer i våtmarken och avrinningsområdet. Mobil P i våtmarkernas yt-sediment jämfördes med: våtmarksstorlek, våtmarksdjup, våtmarkstyp, samt ler (%) och jordbruksmark i avrinningsområdet.

3.1. Sedimentkaraktärisering

En indikation för mängd ackumulerad P och sediment är sedimentationshastighet i våtmarkerna. Sedimentationshastigheten varierade mellan 1,5 och 9 cm/år i våtmarkerna. Sedimenteringen var störst i StA, följt av Hus (8 cm/år) och lägst i Kur och Ber. Sedimenteringen varierade inom Hus, 8 cm/år vid inloppet och 2,5 cm/år i utloppet. SäÖ däremot hade större sedimentering i utloppet (7,5 cm/år) än i inloppet (3 cm/år). Flest våtmarker (13 stycken) hade större sedimentering i inloppet än i utloppet, tre stycken samma för båda, och fem stycken hade högre utloppsvärde.

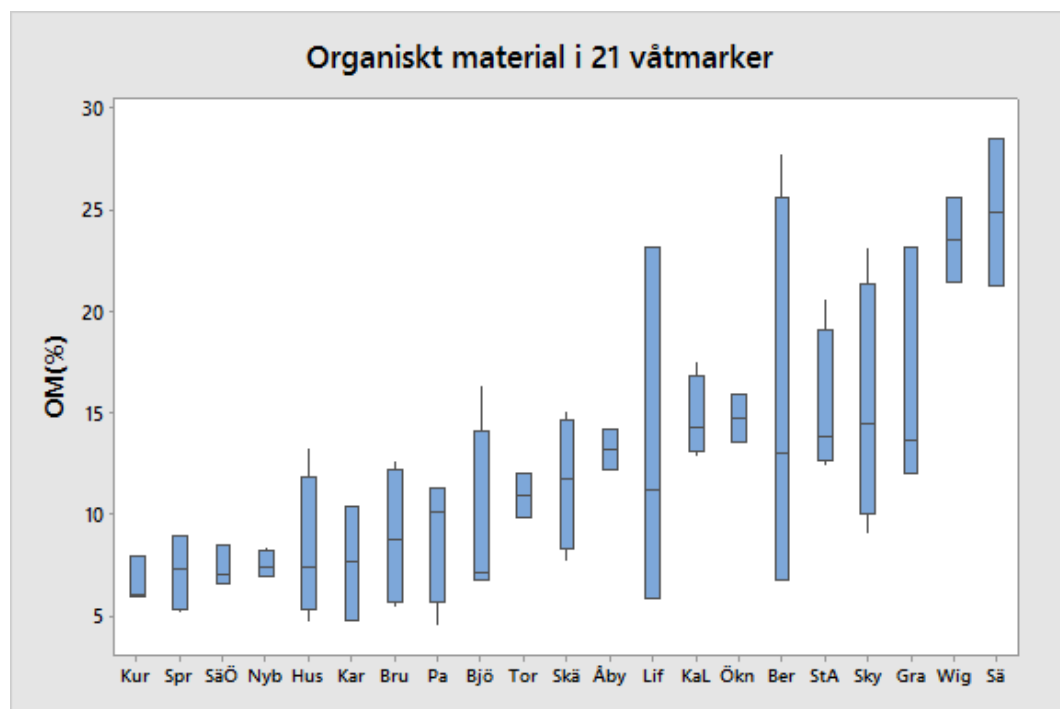
Då internbelastningen mestadels sker från yt-sedimentet (0–4 cm djup), baserades resterande resultat på medelvärden av de översta fyra centimetrarna för våtmarkssedimenten. Vattenhalten i yt-sedimenten varierade mellan 24 och 93% i våtmarkerna. Högst vattenhalt (%) i sedimentet hade Ber, Wig, Ökn och Sky (80%, 90%, 91%, 93%) och lägst halt hade Sky och Pad (24%, 27%). Vattenhalten i sedimentet varierade mest inom Pad, 82% i inloppet och 27% i utloppet. Flest våtmarker (12 av 21) hade högst vattenhalt (%) i inloppet, resterande (nio av 21) hade högst andel vattenhalt (%) i sedimentet i utloppet.

Yt-sedimentets densitet varierade mellan 1,04 och 1,76g/cm³ och var korrelerat med vattenhalten. Vid högre vattenhalt var densiteten lägre och tvärtom. Utloppet i Pad hade högst sedimentprovsvärdet, utloppet i Ber lägst. Det ackumulerade

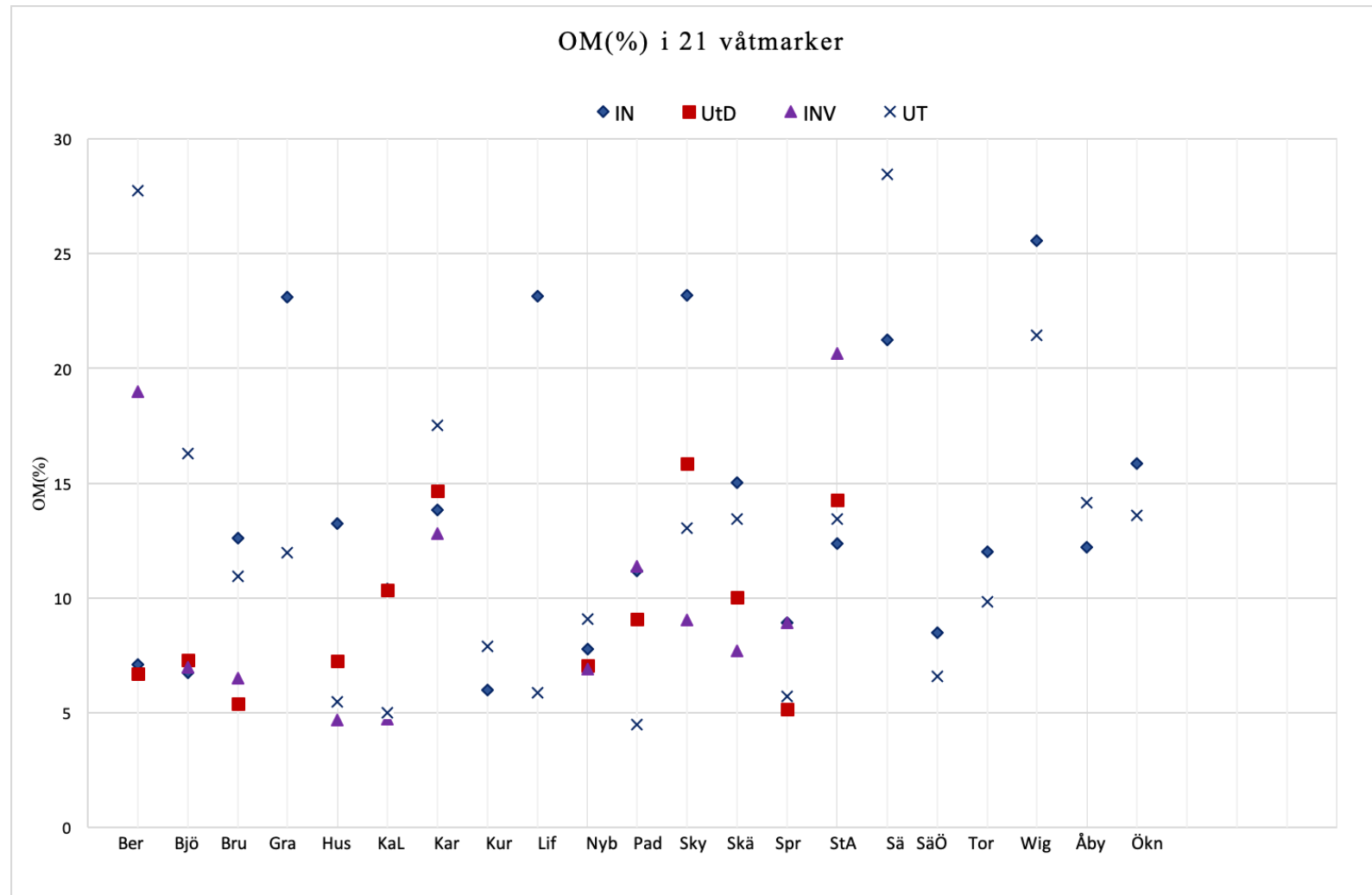
mineralsedimentet varierade mellan brun, brunsvart, gråbrun och grå i de övre lagren och några var helt svart av större mängd organiskt material (OM).

3.1.1. OM

Genomsnittlig OM% i yt-sedimenten varierade mellan 6 och 25 % (Figur 3). Högst hade Sä följt av Wig och Gra (23 och 17%). Lägst andel hade Kur, Spr, SäÖ, Nyb (6–7%). KaL och Ökn hade signifikant högre genomsnittlig andel OM än Kur, Spr, SäÖ, Hus, Kar, Bru, Pad (Figur 3). Ber hade störst variation inom våtmarken. I utloppspunkten i Ber var OM% fyra gånger högre än i inloppspunkten. SäN och Ber hade hög andel OM i respektive utloppspunkter (ca 27–28%). Wig, Gra, Lif och Sky hade hög andel OM i inloppet (22–26%) (Figur 4). De hade stor värdespridning inom våtmarkerna och betydligt lägre värden OM i utloppet (6–12%). Sju av 21 våtmarker hade högsta (OM%) i utloppet resterande i inloppet samt inloppet till den grunda delen i fosfordammar (Figur 4).



Figur 3: Andel organiskt material (%) i yt-sedimenten (0–4 cm) i de 21 våtmarkerna.



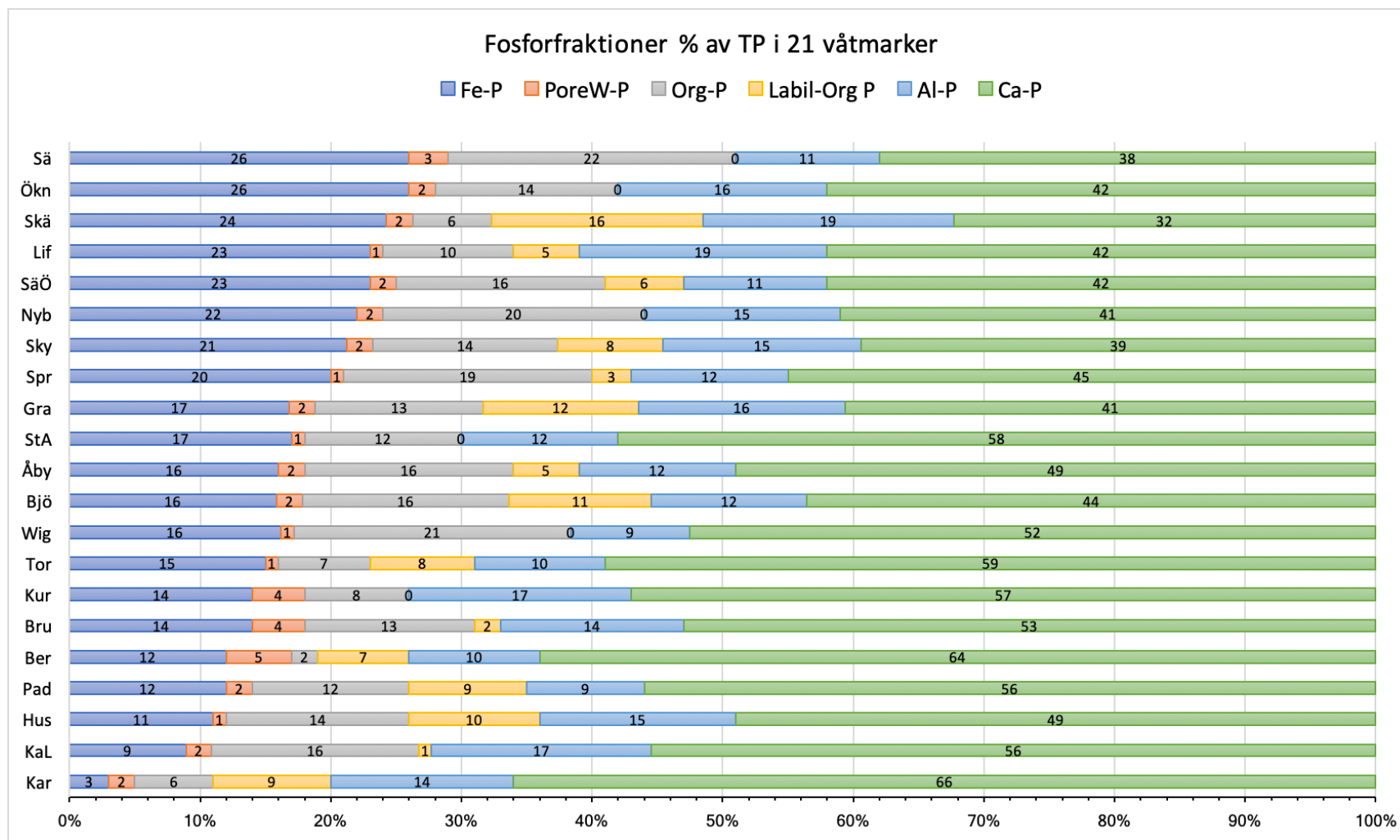
Figur 4: Andel organiskt material (%) i yt-sedimentet (0-4cm) på y-axeln i 21 olika våtmarker på x-axeln. 2–4 olika mätpunkter, för fosfordammar fyra punkter: IN, UtD, INV och UT, för våtmarker två punkter: IN och UT.

3.1.2. P-fraktioner

I alla våtmarker var högsta andelen P i % av TP i yt-sedimenten

P-Ca. P-Ca varierade i våtmarkerna mellan 32 och 66% av TP. Högst i Kar och lägst i Skä. Org-P varierade mellan 8–27% av TP i våtmarkernas yt-sediment, varav 0–16% var labilt Org-P. Högst andel Org-P fanns i Bjö (27%) varav 5% var labilt Org-P (Figur 5). Lägst andel Org-P fanns i Kur och Ber (8–9%) varav 2 respektive 7 % var labilt Org-P. P-Fe varierade mellan 3–26% av TP. Ökn och Skä hade högst andel P-Fe (26%) och Kar hade lägst (3%).

P-Al varierade från 9 till 19% av TP. Skä och LiF hade högst andel P-Al (19% av TP), medan Wig och Pad hade lägst andel P-Al (9%). Andel P-PW varierade mellan 1 och 5% i de olika våtmarkerna, högst hade Ber (Figur 5).



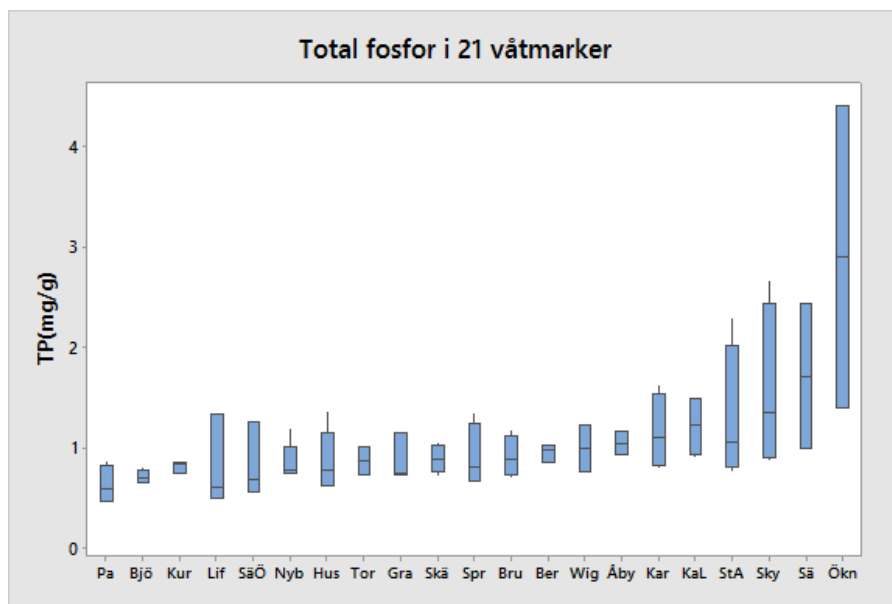
Figur 5: P-fraktionerna i yt-sedimenten (0-4cm): P-Fe, P-PW, Org-P, Labil Org-P, P-AL och P-Ca i % av TP i 21 våtmarker sorterat från högst till lägst P-Fe.

3.2. Total P och internbelastning i 21 våtmarker

3.2.1. Variation i TP halt mellan våtmarkerna

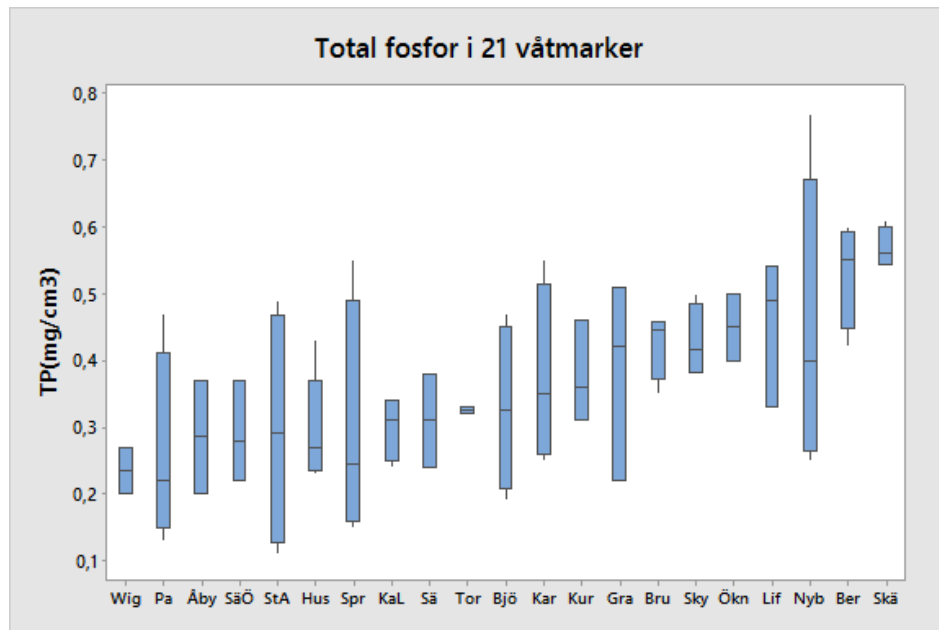
Undersökning av TP och mobilt P i våtmarkernas yt-sediment (0-4cm) utfördes för att få en uppskattning av hur dessa varierade mellan våtmarkerna.

Genomsnittlig TP koncentration varierade i yt-sedimentet mellan 0,62 och 2,89 mg/g, Ökn hade högst koncentration TP därefter Sky och Sä (1,71mg/g, 1,56mg/g). Lägst hade Pad, Bjö, Kur (0,6mg/g, 0,7 mg/g, 0,8 mg/g). KaL hade signifikant högre genomsnittlig TP (1,2mg/g) än våtmarkerna Pad och Bjö. Variationen mellan de andra våtmarkerna var för stor för fler signifikanta skillnader (Figur 6).



Figur 6: TP(mg/g) i yt-sedimenten (0-4cm) i 21 olika våtmarker sorterade efter lägsta till högsta genomsnittshalt.

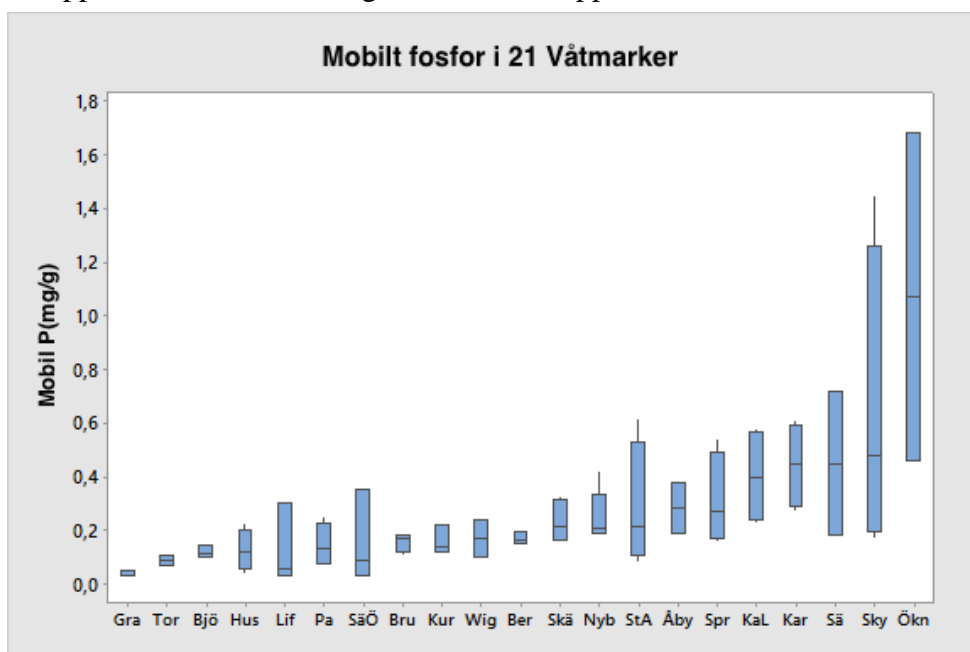
Medel i volymsviktad massa TP varierade i yt-sedimentet mellan 0,23 och 0,56 mg/cm³. Skä hade högsta, följt av Ber och Nyb (0,52 mg/cm³, 0,45mg/cm³). Lägsta genomsnittliga massa hade Wig och Pad, 0,23mg/cm³ respektive 0,26mg/cm³ (Figur 5). Skä, hade signifikant högre TP än följande våtmarker: Bjö, Hus, KaL, Pad, SäÖ, Tor, Wig, Bru. Signifikant lägre massa hade Tor (0,32mg/cm³) än våtmarkerna: Bru, Sky, Skä, Ber (Figur 7).



Figur 7: TP(mg/cm³) i yt-sedimenten (0-4cm) i 21 olika våtmarker sorterade efter stigande genomsnittlig volymsviktad massa.

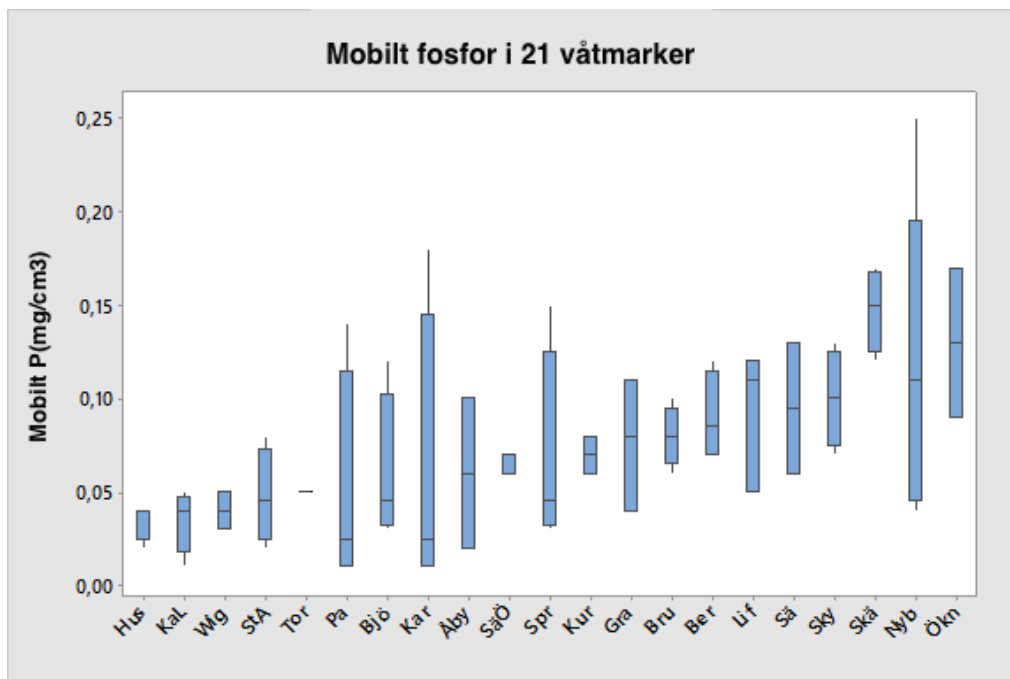
3.2.2. Variation i Mobil P halt mellan våtmarkerna

Genomsnittlig koncentration mobil P i yt-sedimenten varierade mellan 0,04 och 1,07 mg/g. Högst medel hade Ökn, följt av Sky och SäN (0,65 och 0,45 mg/g). Gra, Tor och Bjö hade lägst genomsnittlig koncentration (0,03, 0,09 och 0,12 mg/g). Signifikant högre halt mobil P hade Kar (0,44 mg/g) än 9 av våtmarkerna (Figur 8). Nyb hade signifikant högre genomsnittlig halt mobil P (0,25 mg/g) än följande våtmarker: Gra, Tor, Bjö. Signifikant lägre halt hade Gra än 7 våtmarker med högre genomsnittlig halt. Elva av 21 våtmarker hade högsta halten mobil P i inloppet, nio av 21 hade högsta värdet i utloppet.



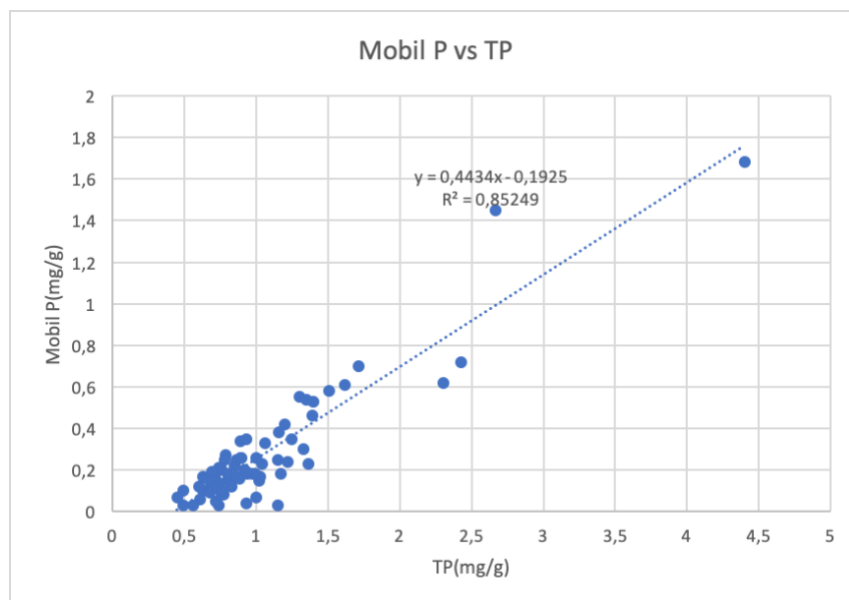
Figur 8: Mobil P(mg/g) i yt-sedimentet (0-4cm) i 21 olika våtmarker sorterade efter stigande medelhalt mobil P.

Genomsnittlig volymsviktad massa mobil P varierade i yt-sedimenten mellan 0,034 och 0,14 mg/cm³. Högst medelmassa hade Skä, följt av Ökn och Nyb (0,13 mg/cm³, 0,11 mg/cm³). Lägst genomsnittlig massa hade Hus, KaL och Wig (0,034 mg/cm³, 0,035 mg/cm³, 0,04 mg/cm³). Skä hade signifikant högre massa än följande våtmarker: Hus, Wig, StA, Bjö, KaL, Kur, Bjö, SÄÖ, Bru och Ber. Sky hade signifikant högre mobil P än Hus, KaL och Wig (Figur 9). Sju av våtmarkerna hade högst mobil P i utloppet, sex av våtmarkerna hade högst massa i inloppet. En våtmark (Tor) hade lika höga inlopp- som utloppsvärden. Resterande hade högst massa mobil P i utloppet från djupa delar i fosfordammar.

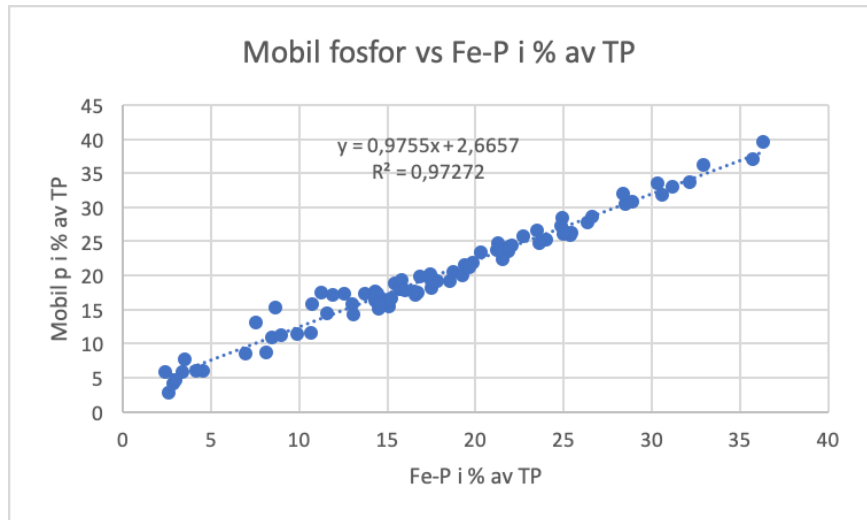


Figur 9: Mobilt P(mg/cm³) i yt-sedimenten (0-4cm) i 21 olika våtmarker sorterade från lägsta till högsta genomsnittliga massa.

Det fanns ingen signifikant korrelation mellan mobil P och OM. Däremot var mobil P starkt korrelerat till TP (Figur 10) ($p=0,000$, $r^2=85\%$) och Fe-P (Figur 11) ($p=0,000$, $r^2=97\%$).



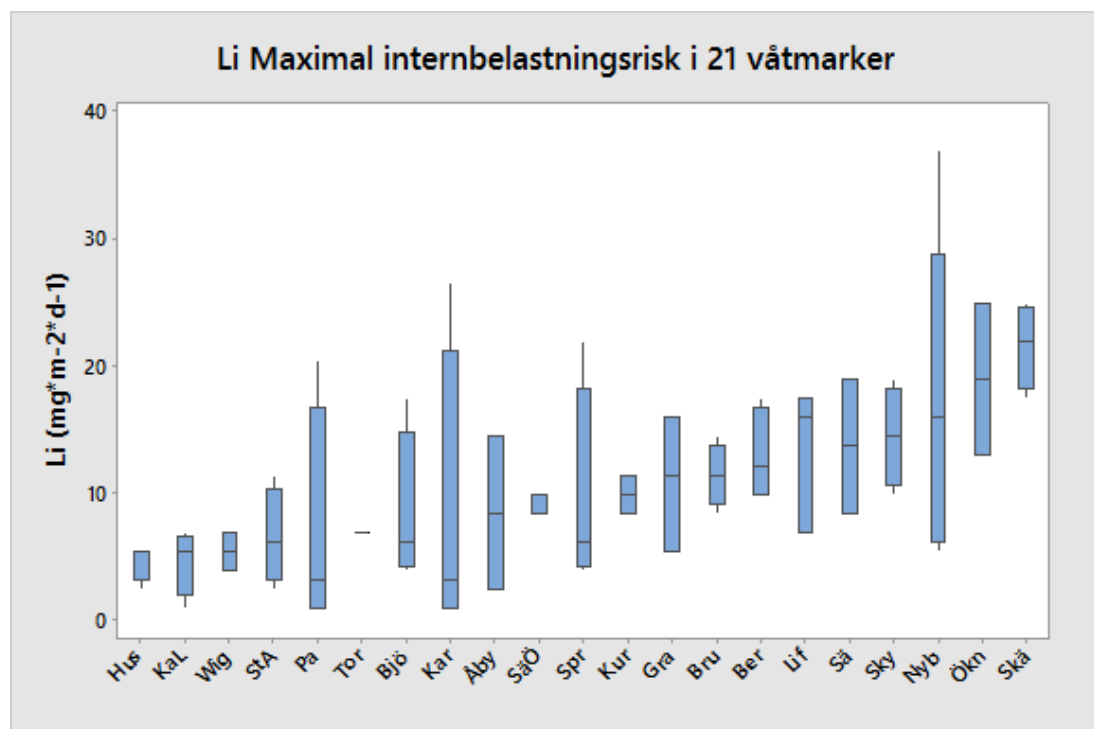
Figur 10: Mobil P(mg/g) på y-axeln plottad mot TP(mg/g) på x-axeln, i yt-sedimentet (0-4cm) i 21 olika våtmarker, $p=0,000$, $r^2=85\%$ och $k=0,44$.



Figur 11: Mobil P på y-axeln i % av TP och P-Fe på x-axeln i % av TP i yt-sedimenten (0-4cm) i 21 olika våtmarker, $k=0,976$, $r^2= 95,8\%$, $p=0,000$.

3.2.3. Maximala internbelastningsrisken

Den genomsnittliga maximala internbelastningsrisken (Li) varierade i våtmarkerna mellan 4,4 och 21,6 mg/m²/d. Högst genomsnittlig Li hade Skä, följt av Ökn och Nyb (18,9 mg/m²/d, 17,1mg/m²/d) som inte var signifikant skilda. Däremot hade Skä signifikant högre Li än alla de andra våtmarker (Figur 12). Lägst genomsnittlig Li hade Hus, som hade signifikant lägre Li än Bru, Ber, Kur, Sky, Skä och SäÖ. KaL hade signifikant lägre Li än fem av våtmarkerna (Figur 12). Elva av de 21 våtmarkerna hade högsta maximala internbelastningsrisken i utloppet, åtta av 21 i inloppet. En hade lika höga värden i båda och två högst i inloppet till grunda delar i fosfordammar.

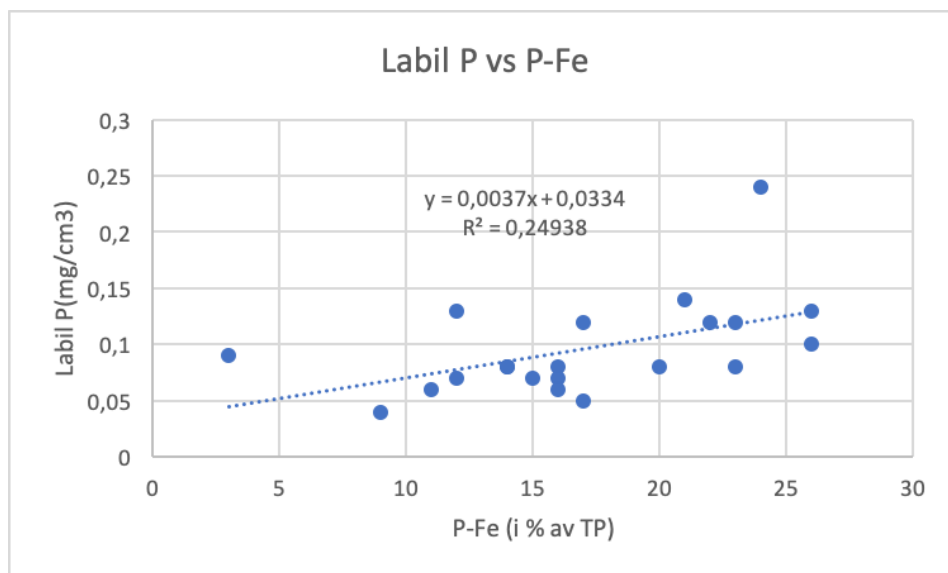


Figur 12: Maximal internbelastningsrisk (Li mg/m²/d) i 21 olika våtmarker sorterade från lägsta till högsta genomsnittliga Li.

3.2.4. Labil P

Labil Org-P (g/m^2) varierade i yt-sedimenten mellan 0 och $5,4\text{g/m}^2$ (Tabell 2). Skä, Sky och LiF hade högst medelvärde labil Org-P av våtmarkerna ($5,4\text{g/m}^2$, $1,9\text{g/m}^2$, $1,7\text{g/m}^2$) och 30–40% av labilt P i våtmarkerna var labilt Org-P. Ökn, Nyb, Sän, Åby och StA hade ingen labil Org-P. Labil P varierade mellan $0,04\text{mg/cm}^3$ i KaL upp till sex gånger högre i Skä ($0,24\text{mg/cm}^3$). Mobil P i procent av labil P (mobil P: labil P) varierade från 60 % upp till 100%. I fyra av våtmarkerna var mobilt P 60% av labilt P (Skä, Wig, Bjö, Hus). För resterande våtmarker var mobilt P mellan 70–100% av labilt P (Tabell 2).

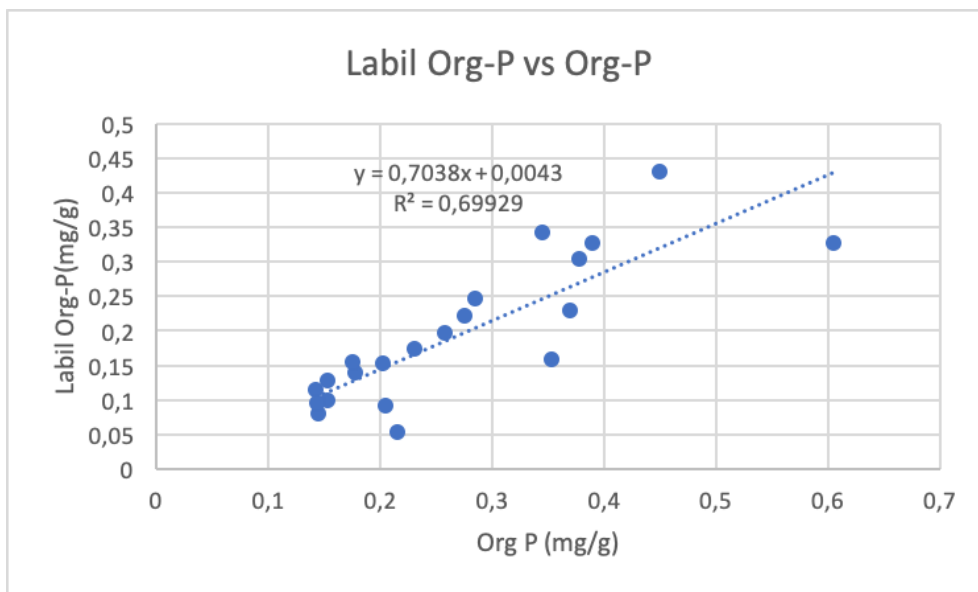
Labil P korrelerade med Fe-P i våtmarkernas yt-sediment ($p=0,02$, $r^2=24,9\%$) (Figur 13). Däremot fanns inte signifikant korrelation mellan labil P och Org-P eller labil P och labil Org-P.



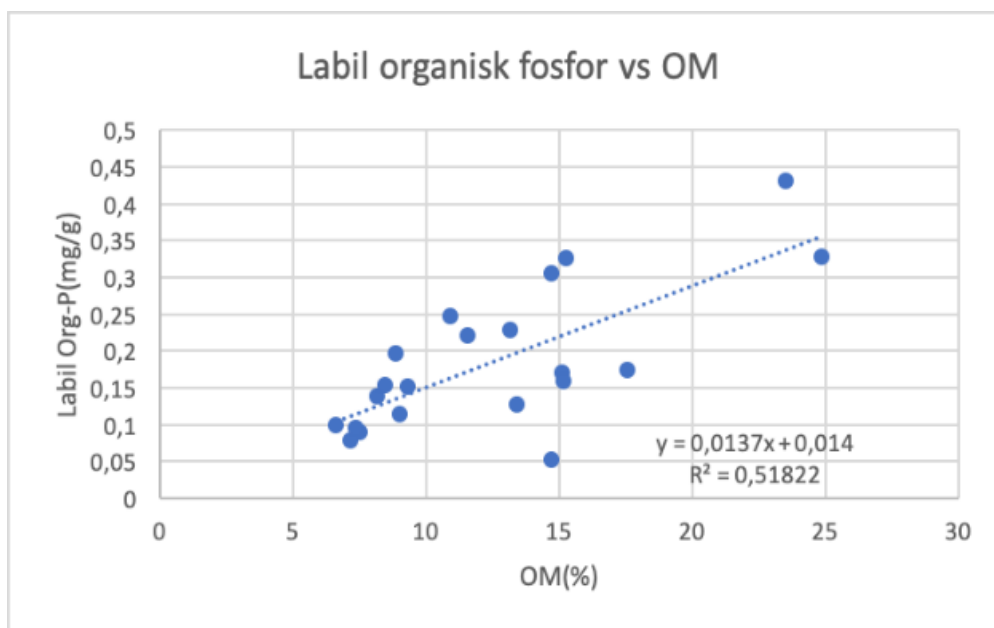
Figur 13: Labilt P (mg/cm^3) på y-axeln, P-Fe i % av TP på x-axeln. I yt-sedimentet (0-4cm) i 21 våtmarker, genomsnittsmassa respektive andel används för varje våtmark, $p=0,02$, $r^2=25\%$, $k=0,004$.

Labilt Org-P var positivt korrelerad med OM% i yt-sedimentet (0-4cm) ($p=0,000$, $r^2=51\%$) (Figur 15) och med Org-P ($p=0,000$, $r^2=69\%$) (Figur 14).

Mellan labil Org-P och TP fanns en positiv korrelation som var svagt statistiskt signifikant endast vid enheten mg/cm^3 ($p=0,03$, $r^2=22\%$).



Figur 14: Labil Org-P (mg/g) på y-axeln, Org-P(mg/g) på x-axeln, i yt-sedimentet (0–4 cm) i 21 våtmarker genomsnittshalt för varje våtmark, $p=0,000$, $r^2=69\%$, $k=0,7$).



Figur 15: Labil Org-P (mg/g) på y-axeln plottad mot OM (%) på x-axeln, i yt-sedimentet (0-4cm) i 21 olika våtmarker, i medelhalt och genomsnittssande, $r^2=0,5$, $k=0,0137$, $p=0,000$.

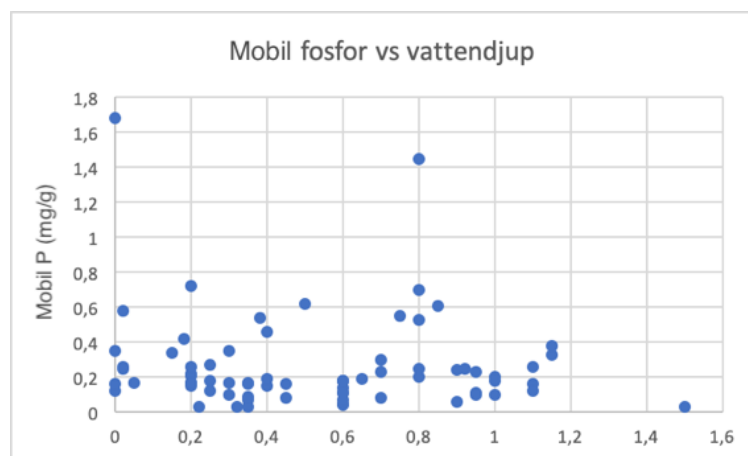
Tabell 2: Medelvärde labil organisk P (g/m^2), mobil P(g/m^2), Li maximala internbelastningsrisk($\text{mg/m}^2/\text{d}$), Labil P(mg/cm^3), Mobil P: Labil P (%) i yt-sedimentet (0-4cm) i 21 olika våtmarker. Sorterade från högsta till lägsta Li.

Våtmark	Labil Org-P (g/m^2)	Mobil P (g/m^2)	Maximal intern-belastning ($\text{mg/m}^2/\text{d}$)	Labil P (mg/cm^3)	Mobil P: Labil P (%)
Skä	5,4	5,9	21,6	0,24	60
Ökn	0	5,2	18,9	0,13	100
Nyb	0	4,7	17,1	0,12	100
Sky	1,9	4	14,4	0,14	70
SäN	0	3,8	13,6	0,1	100
LiF	1,7	3,4	13,4	0,13	70
Ber	1,4	3,6	12,9	0,12	80
Bru	0,2	3,2	11,4	0,08	100
Gra	1,5	2,4	10,9	0,08	80
Kur	0,3	2,6	9,9	0,08	90
Spr	0,8	2,7	9,5	0,08	80
SäÖ	0,7	2,6	9,4	0,08	80
Bjö	0,4	2,4	8,4	0,12	60
Kar	1	2,4	8,4	0,09	70
Åby	0	2,4	8,4	0,06	100
Pad	1,1	2	6,9	0,07	70
Tor	0,5	2	6,9	0,07	70
StA	0	1,9	6,5	0,05	100
Wig	0,4	1,6	5,3	0,07	60
KaL	0,1	1,4	4,6	0,04	90
Hus	0,5	1,3	4,4	0,06	60

3.3. Internbelastning kopplat till våtmarks- och avrinningsfaktorer

3.3.1. Vattendjup

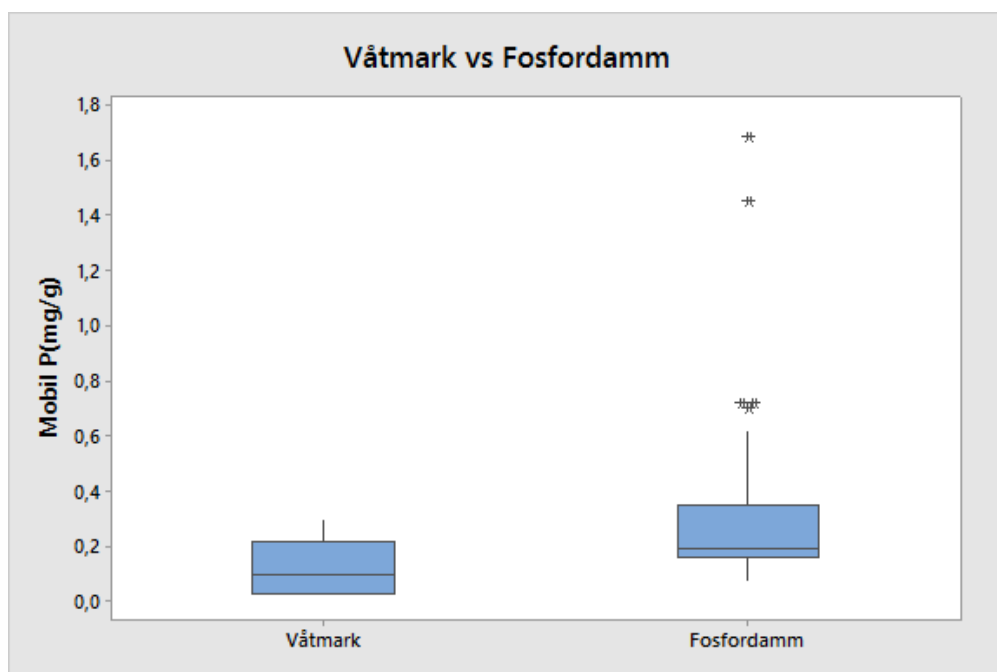
Medelvattendjupet varierade mellan 0–1,5 m djup. Mellan mobil P i sedimenten och vattendjup fanns inte signifikant korrelation (Figur 16). Signifikant korrelation fanns inte heller mellan vattendjup och TP.



Figur 16: Mobil P (mg/g) i yt-sedimentet (0-4cm) på y-axeln plottad mot vattendjup (m) på x-axeln för alla 21 våtmarker.

3.3.2. Skillnader mellan våtmarkstyp

Signifikant skillnad fanns mellan våtmarkstyperna: fosfordammarna samt våtmarkerna, med avseende på mobil P och TP i enheten mg/g, men inte vid enheten mg/cm³. Fosfordammarna hade signifikant högre mobil P medelkoncentration (0,3 mg/g) än våtmarkerna (0,12 mg/g) ($p=0,000$). Dessutom hade fosfordammarna även signifikant högre TP (1,1 mg/g) än vad våtmarkerna hade (0,85 mg/g, $p=0,0041$) (Figur 17).

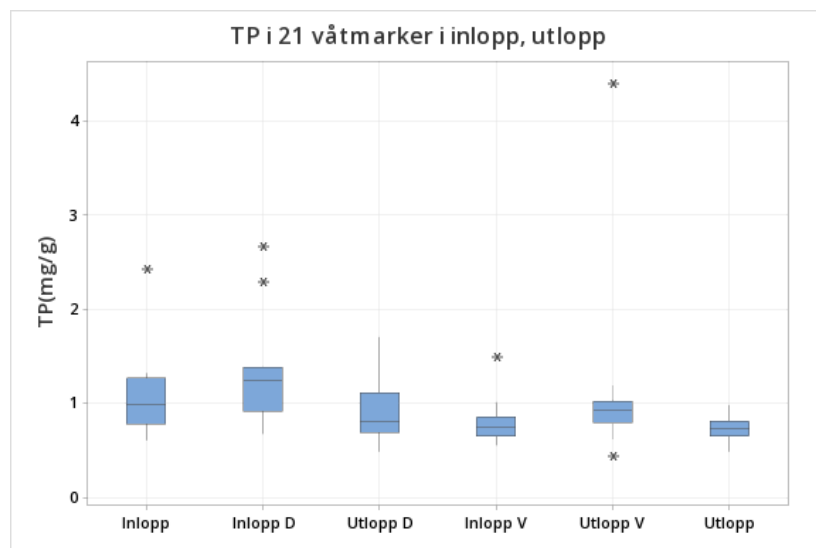


Figur 17: Mobil P (mg/g) i yt-sedimentet (0-4cm) i 21 olika våtmarker uppdelade i fosfordammar och våtmarker. Våtmarks-median: 0,1 Fosfordamm-median: 0,19, $p=0,000$.

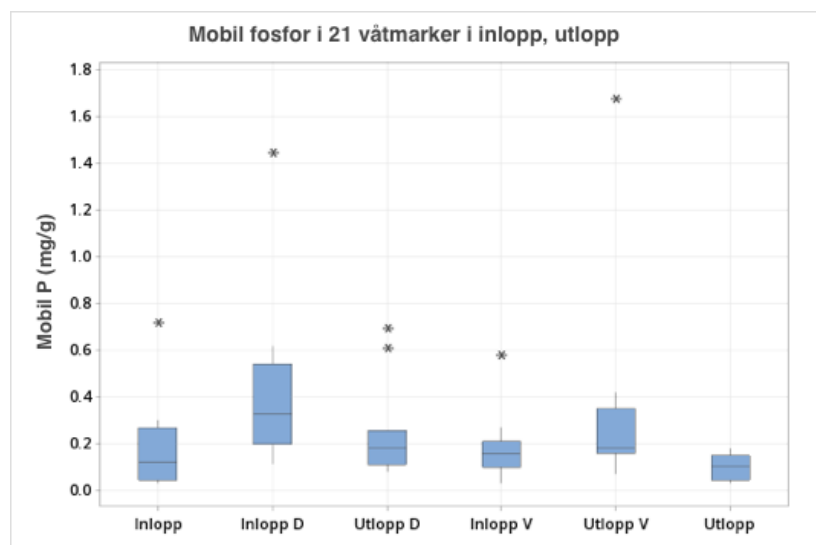
3.3.3. Variationer inom våtmarkstyperna

Totala P koncentrationen varierade mellan mätpunkterna (Figur 18). Inlopp till den djupa delen i fosfordammarna (Inlopp D) hade högsta genomsnittliga TP (0,9–1,4 mg/g). I Inlopp D var TP signifikant högre än i inlopp till grunda delar i fosfordammarna (Inlopp V) ($p=0,005$) samt än i utloppet från våtmarker (Utlopp), ($p=0,002$) (Figur 18). Vid jämförelser av mobil P i de olika mätpunkterna var koncentrationen som lägst i Utlopp från våtmarkerna (Ut). Signifikant lägre än i alla mätpunkter förutom inloppspunkten till våtmarker (In). Förhållandet mellan mätpunkterna var i övrigt samma vid jämförelsen med avseende på mobilt P som vid jämförelsen av TP (Figur 19).

När enheten mg/cm^3 används för P fanns ingen signifikant skillnad mellan inloppen och utloppen.



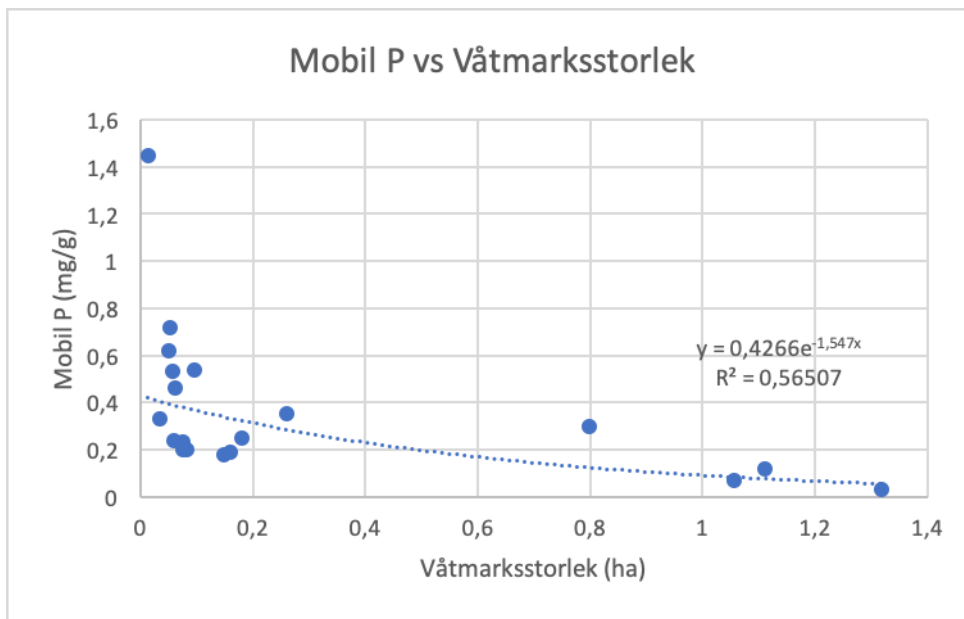
Figur 18: TP (mg/g) i yt-sedimentet (0-4cm) i 21 olika våtmarker uppdelade i inlopp och utlopp i fosfordammarna: InD, UtD, InV, UtV och i våtmarker: In, Ut.



Figur 19: Mobil P (mg/g) i yt-sedimentet (0-4cm) i 21 olika våtmarker uppdelade i inlopp och utlopp i fosfordammarna: InD, UtD, InV, UtV och i våtmarker: In, Ut.

3.3.4. Våtmarksstorlek

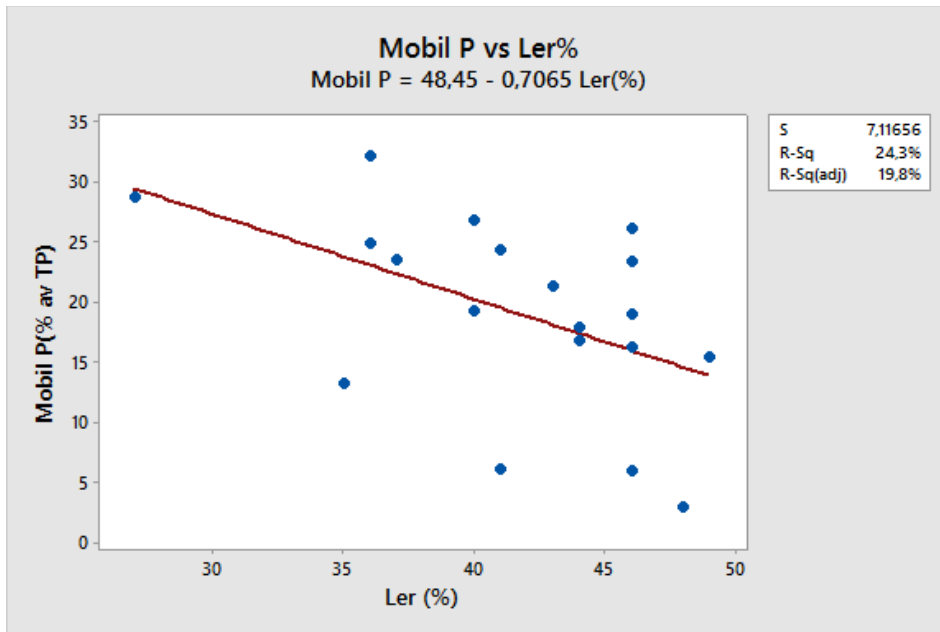
Våtmarksstorleken hade liten påverkan på mobilt P och TP i våtmarkerna. Signifikant korrelation kunde inte hittas mellan våtmarksarean och mobil P och TP vid genomsnittsvärden av P i våtmarkerna eller enbart för utloppsvärdena. En svagt signifikant negativ korrelation hittades mellan mobil P i enheten mg/g vid inloppet och våtmarksarea ($r^2=56,5\%$, $p=0,043$) (Figur 20). Signifikant korrelation hittas inte mellan TP och våtmarksarea.



Figur 20: (a) Mobil P(mg/g) på y-axeln i yt-sedimentet (0-4cm), våtmarksarea (ha) på x-axeln, i inloppet i till 21 olika våtmarker, $r^2=56,5\%$, $p=0,043$.

3.3.5. Lerhalt

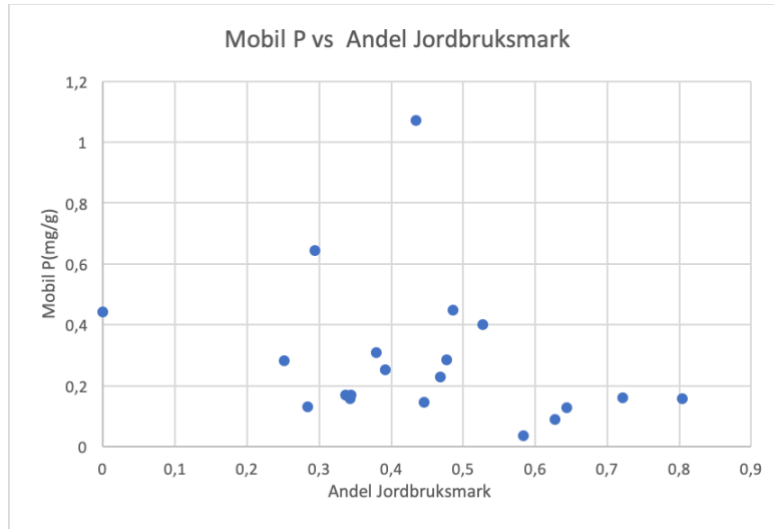
Vid jämförelse mellan lerhalt (%) i våtmarkernas avrinningsområde och mobil P i våtmarkernas yt-sediment hittades signifikant korrelation endast vid uppdelning av de 21 våtmarkerna i inlopps- respektive utloppspunkter. En negativ korrelation som var svagt statistiskt signifikant hittades då mellan lerhalt (%) och mobilt P (i % av TP) i våtmarkernas utloppsvärden ($k=-0,706$, $r^2=19,8\%$, $p=0,032$) (Figur 21).



Figur 21: Mobil P i % av TP på y-axeln i yt-sedimentet (0-4cm), Ler % på x-axeln, i utloppet från 19 olika våtmarker (Kar och Bjö exkluderat), $k= -0,706$, $r^2=19,8\%$, $p= 0,032$. (0-4cm).

3.3.6. Andel jordbruksmark

Vid jämförelse mellan andel jordbruksmark i våtmarkernas avrinningsområde och mobil P hittades ingen signifikant korrelation (Figur 22).



Figur 22: Mobil P(mg/g) på y-axeln i genomsnittshalt i yt-sedimentet (0–4 cm) och andel jordbruksmark på x-axeln.

4. Diskussion

För att kunna förbättra anlagda våtmarkers P-rening är det viktigt att mäta hur stor internbelastningsrisken i olika våtmarkssediment är och förstå vilka faktorer som påverkar denna. Minskad internbelastning bidrar till att våtmarkerna bättre fungerar som P-fälla för att minska jordbruksmarkers P-läckage och övergödande effekt på kringliggande vattendrag. Syftet med studien var dels att kvantifiera internbelastningsrisken i våtmarkerna samt att utvärdera hur karaktären på sedimentet i våtmarks- och avrinningsområdesfaktorer påverkar risken för internbelastning.

4.1. Internbelastning kopplat till OM och TP

Mängden mobilt P i yt-sedimentet är en viktig parameter för att skatta internbelastningsrisken. Mobilt P varierade mellan våtmarkerna från 0,032 till 0,14 mg/cm³ samt 0,04 till 0,07 mg/g. Ökn hade högst genomsnittlig mobilt P i båda enheterna, fyra gånger högre koncentration jämfört med Hus, våtmarken med lägst mobil P i mg/g. Ökn hade hela 26 gånger högre mobil P i mg/cm³ än Gra som hade lägst. För flertalet våtmarker skilde mobil P mätt i koncentration (mg/g) respektive volymsviktad massa (mg/cm³) aningen. Vilket möjligtvis kan förklaras av olika vattenhalt (%) i sedimenteten.

Variationen i andel mobil P mellan de 21 våtmarkerna kan delvis förklaras av skillnaderna i TP för de olika våtmarkerna, då de var starkt korrelerade. Delvis kan det förklaras med andel P-Fe, eftersom mobil P och P-Fe var starkt korrelerade. Ett liknande samband mellan TP, P-Fe och mobil P erhöles i en studie där P-retention och internbelastning undersöktes i två anlagda våtmarker i Skåne (Pham 2021).

Labilt Org-P är också en viktig parameter att skatta vid undersökning av internbelastning. Labilt Org-P varierade mellan våtmarkerna från 0 till 5,4 g/m². Betydligt högre labil Org-P fanns i Skä än i de andra våtmarkerna i (g/m²). Tre gånger högre än våtmarken med näst högst labil Org-P (Sky). Labil Org-P fanns inte alls i fyra av våtmarkerna (Ökn, Sän, Nyb, StA). Variationen förklaras främst av andel Org-P samt OM (%) i våtmarkerna. Labil Org-P är Org-P i yt-sedimentet subtraherat med Org-P i djupare lager. Vid mineralisering av OM bildas Org-P i yt-sedimentet, vilket förklarar det positiva samband mellan OM%, Org-P och labil Org P i våtmarkerna. I Pham (2021) undersöktes två våtmarker som visade liknande korrelation mellan OM och Labil Org-P. Vid undersökning av TP i förhållande till Labil Org-P var korrelationen svagare än i jämförelse med OM

($p=0,03$). Detta kan möjligtvis bero på att endast en liten andel P som växterna tar upp mineraliseras till labil Org-P. Denna mineraliseringsprocess tar dock en viss tid vilket gör att effekterna av ökad TP på mängd labil Org-P i sedimentet blir fördröjd.

4.2. Internbelastning kopplat till våtmarksfaktorer och avrinningsfaktorer

För att utreda vad som påverkar internbelastningen i de olika våtmarkerna är faktorer i avrinningsområdet och i våtmarken viktiga att undersöka.

Den gemensamma nämnaren för våtmarkerna i denna studie är att alla är belägna i nära anknytning till ett aktivt jordbruksområde. Den vanligaste P-fraktion i leriga jordbruksmarker brukar vara P-Ca (Lannergård et al. 2015). Vilket även är den dominerande fraktionen i samtliga 21 våtmarker. Med en spridning inom datamaterial från 32% till 66% (Skå respektive Kar). I en studie av Lannergård et al. (2015) hade sjöar och åar med högre andel jordbruksmark i ARO likt våtmarkerna i denna studie hög andel P-Ca (37–62%). Men en högre andel P-PW (7–8%) än denna studies våtmarker som hade mellan 1 till 5% P-PW. Skogsåarna hade höga andel Org-P (15–37%) och P-Fe (25–80%) till skillnad från jordbruksåarna. Högre andel Org-P än våtmarkerna i denna studie som varierade mellan 8 till 27% Org-P. Andelen P-Fe var också högre i skogsåarna jämfört med studiens våtmarker som hade en andel mellan 3 och 27%. Labilt P i jordbruksår varierade mellan 0,02–0,2 mg/g vilket var liknande men en aning lägre än i våtmarkerna (0,04–0,24mg/g). Betydligt högre andel labilt P fanns i sjösediment nära skogsområden (0,56–133 g torrsvikt/kg). Lannergård et al. (2015) fann att skogsåar hade högre andel läckagebenägen P i yt-sedimentet än jordbruksåar till följd av högre andel Org-P och P-Fe. Närliggande avrinningsområde kan således påverka vilka P-fraktioner som hamnar i å- eller våtmarkssediment och därmed också påverka potentiell internbelastning.

I våtmarkernas olika avrinningsområden varierade andelen jordbruksmark mellan 25 till 72%, exklusive betesmark som var hög i några. Alla dominerades av lerjordar (27–49 % ler). Variationen hade lite samband med mobil P och TP i våtmarkernas sediment. Dock fanns vid uppdelning av all våtmarkerna i inlopp och utloppspunkter en signifikant och negativ korrelation mellan jordbruksmark och mobil P i våtmarkernas inloppspunkter. En negativ korrelation fanns också mellan ler% och mobil P i våtmarkernas utloppspunkter. Lera kan binda mycket P och är en vanlig kornstorlek i jordbruksjordar som ofta har höga P-innehåll. Lerjordar har ofta hög risk för erosion och risk för P-läckage. P som sedan kan hamna i våtmarkerna (Ulén B. 2004). Om så endast var fallet skulle en positiv korrelation mellan P och andel ler samt andel jordbruksmark finnas. Den negativa korrelationen kan möjligen förklaras med att små kornstorlekar som lera

i jordbruksmark, sjunker mycket långsammare till våtmarksbotten än större kornstorlekar. Lerpartiklarna riskerar därför vid förändrade vattenflöden eller om våtmarkerna är små i relation till ARO att spolras ur våtmarken. Lägre andel P blir då ackumulerat i våtmarken vid större lerandel samt högre andel jordbruksmark i avrinningsområdet. Att P spolras igenom många av våtmarkerna styrks av att cirka hälften av våtmarkerna hade högst andel mobil P och TP i utloppet.

I en studie av Johanneson et al (2011) undersöktes P-retention i sju våtmarker belägna i södra Sverige inkluderat två av våtmarkerna från denna studie. Resultatet visade i studien en negativ korrelation mellan P som tillkommer våtmarkerna, andel jordbruksmark och ler%. Tydligare korrelation mellan TP och ler% visades i Johanneson et al (2011) vilket möjligen kan förklaras av att lerhalterna mellan våtmarkerna skilde sig mer än i denna studie. I Johanneson et al (2011) hade P-AL och djurtäthet i avrinningsområdet större inverkan på P-retention än ler%. Faktorer som möjligen kan påverka förekomsten av mobilt P och TP i våtmarkerna även i denna studie, och därför kan vara intressanta att ha med i framtida undersökningar.

Varken våtmarksstorleken eller vattendjupet i våtmarkerna hade någon påverkan på mobil P i yt-sedimenten. Däremot hade typ av våtmark det. Fosfordammarna hade signifikant högre halt mobil och TP i yt-sedimentet än våtmarkerna. En möjlig förklaring kan vara skillnaden i utformning och placering gör att större andel P tillkommer fosfordammen och ackumuleras i dess sediment. Fosfordammarna är etablerade bland annat i syfte att ackumulera P. Genom placering för att mycket P ska tillkomma och utformad för att ackumulera P, med en inledande djup del följt av en grund vegetationsdel. Medan våtmarkerna är mer jämn djupa. Vid jämförelse av mobilt P och TP mellan provpunkterna i alla våtmarker, var halterna som högst i inloppet till fosfordammarna (Inlopp D). Vid inloppet är inflödet av P som störst, vilket kan förklara att ansamling av P blir stor där.

Eftersom vattendjup och andel P inte korrelerade avsevärt kan anledningen till skillnaden i TP och mobil P mellan fosfordammarna och våtmarkerna inte vara skillnad i vattendjup mellan dessa. Men kan möjligen bero på skillnad i form L:W och placering. Det kan möjligen också bero på att skillnad i djup finns inom fosfordammarna tillskillnad från i våtmarkerna. Vid jämnare djup som i våtmarkerna kan det tänkas att ackumulationen sprids mer inom våtmarken. Vilket styrks av att halt mobil P och TP i våtmarkernas inlopp och utlopp inte skiljer signifikant. Vid förändrande vattendjup i fosfordammarna kan det tänkas att P sedimenterar mer centrerat i fosfordammarnas inledande djupa del. Och att mindre mängd fortsätter transport genom dammen. Dock är mobil P och TP i koncentration och massa även relativt hög i utloppet från fosfordammarnas grunda del. Vilket tyder på en mer komplex dynamik där faktorer som resuspension och omlagring av P till följd av förändrat vattenflöde möjligen kan väga in.

4.3. Maximal internbelastningsrisk och Labil P

Maximala internbelastningsrisken (Li) är en modell för att beräkna potentiell P som riskerar att läcka vid anoxiska och varma förhållanden. Li är en viktig parameter i bedömning av internbelastningsrisken. Mellan studerade våtmarker skiljer sig Li markant mellan våtmarkerna (4–21 mg/m²/d). Skä, Ökn och Nyb har betydligt högre Li (3–4 gånger högre) än våtmarkerna KaL och Hus med de lägsta Li. Detta kan förklaras av hög halt TP och andel P-Fe i dessa våtmarkers yt-sediment.

I en liknande studie av Pham (2021) där Li i två våtmarker i Kingelstad och Ormastorp undersöktes fanns stor skillnad i Li mellan våtmarkerna till följd av skillnad i andelen P-Fe, vilket liknar resultatet i denna studie. De andra studerade våtmarkerna hade dock betydligt lägre Li (0,4–8 mg/m²/d) än majoriteten av våtmarker i denna studie. Även våtmarken i Kingelstad som hade högst Li och hög P-Fe (30%) hade lägre Li än 13 av våtmarkerna i denna studie. Eftersom P-Fe var högre i Kingelstad än alla våtmarker i denna studie kan förklaringen istället vara att volymsviktad massa TP var lägre i Kingelstad och Ormastorp (0,05 till 0,35 mg/cm³) jämfört med de flesta av våtmarkerna i denna studie (0,23 till 0,56 mg/cm³).

Li tar endast hänsyn till mobil P i yt-sedimentet och inkluderar inte det labila Org-P som riskerar att släppa. Därför kan internbelastningen vara högre än modellerat genom Li. En sådan indikation finns vid undersökning av labilt P i sedimentet. Labil P i våtmarkernas yt-sediment inkluderar både mobilt P och labilt Org-P och kan därför ge en mer utförlig bild av den totala mängden P som riskerar att läcka. Labil P varierade mellan 0,04 och 0,24 mg/cm³ i denna studie. Variationen kan främst förklaras av varierande andel P-Fe i våtmarkerna då korrelation mellan labil P och P-Fe var starkare än mellan labil P och Org-P. I alla förutom fem våtmarker är mobilt P mindre än 100% av labilt P i yt-sedimentet. I Skä är den labila P massan högst av alla våtmarker (0,24 mg/cm³), 40% av denna massa är till följd av labil Org-P som finns i våtmarkers yt-sediment. Även i Hus som har lägsta Li kan internbelastningen vara högre eftersom endast 60% av P som riskerar att läcka var mobil P.

OM% i våtmarkerna en viktig aspekt att undersöka för att bedöma risken för internbelastning. Vid nedbrytning av organiskt material kan anoxiska förhållanden skapas. Detta bidrar till internbelastningen genom redox-inducerad frisläppning av P. Även nattetid ökar risk för syrebrist i våtmarkerna eftersom växterna respirerar istället för att fotosyntera. Risken för vattenstagnation är större eftersom omrörning från exempelvis vind vanligtvis minskar (SMHI. 2020; Lannergård et al 2015). PH kan minska nattetid, till följd av frisättning av koldioxid som blir till kolsyra i vattnet (Mitchell, M.A., et al, 2009). Minskat pH inducerar en frisättning av P-Ca som annars brukar vara svårslösligt (Huser, B.J. & Rydin, E., 2005; Hu

Q. & Huser, B.J., 2014). Således påverkas internbelastning i hög grad av de olika biogeokemiska förhållandena i våtmarkerna.

I våtmarker som Ökn, Sky och Ber som har hög till medelhög Li (18,9, 14,4 och 12,9 mg/m²/d) finns ytterligare risk för internbelastning i och med våtmarkernas relativt höga OM% (14–15%). I Nyb däremot som har hög Li är OM% betydligt lägre (7%) och löper således möjligen lägre risk för att anoxiska förhållanden bildas i våtmarken.

I våtmarker med höga OM% kan en möjlig åtgärd för att minska internbelastningsrisken vara att ta bort viss vegetation. Delvis för att minska risken för syrebrist, delvis för att minska andel OM som mineraliseras till labil Org-P som i senare skede riskerar att bidra till internbelastningen. Internbelastningsrisken var högst i utloppet för elva våtmarker och för åtta i inloppet, vilket stämmer bra överens med hur TP är fördelat i våtmarkerna. Högre utloppshalt kan möjligen tyda på resuspension inom dessa våtmarker. Att avlägsna våtmarkssediment och därmed P i våtmarken kan vara en åtgärd för att minska risken för omlagring av sediment och risken för internbelastning då mobilt P var starkt korrelerad med totala P i våtmarkens yt-sediment. Detta kan vara en tänkbar åtgärd i våtmarker som exempelvis Ökn och Skä med hög TP och samt Li. För vidare studier kan pH vara en intressant våtmarksfaktor att inkludera för att utvärdera risken för interbelastning i de olika våtmarkerna.

5. Slutsats

Denna studie visade att mobilt P i yt-sedimentet varierade mellan 0,032 och 0,14 mg/cm³ samt från 0,04 till 1,07 mg/g i våtmarkerna. Variationen kan främst förklaras av TP halten samt andel P-Fe i våtmarkerna eftersom korrelationerna var starka mellan mobil P och dessa. Labil Org-P utgjorde 0–16% av Org-P och var starkast korrelerad med TP, men även andelen OM.

Jordbruksmark och ler% i avrinningsområdet visar liten eller ingen påverkan på TP och mobil P som hamnar i våtmarkerna. Även vattendjup och våtmarksstorlek hade mycket liten eller ingen påverkan. Däremot hade typ av våtmark betydelse för halt mobil P i våtmarkssedimentet. Fosfordammarna hade signifikant högre halt mobil P och TP än våtmarkerna. Möjligen till följd av utformning och placering av dessa för att P ska ackumulera i fosfordammarna. I fosfordammens djupare del, var TP och mobilt P som högst möjligen eftersom inflödet av P till våtmarken är som störst där och djupet gynnar sedimentation av denna.

Li varierade från 4 mg/m²/d i Hus fyra gånger högre i Skä upp till 21 mg/m²/d. Variationen berodde likasom variationen mobilt P på andel TP och P-Fe i våtmarkerna. Li är modellerat mobil P i yt-sedimentet (0–4 cm) och andel P som riskerar att läcka kan således vara högre då det aktiva djupet skulle kunna vara större. Labilt P inkluderar både labil Org-P och mobilt P och kan därför ge en mer utförlig bild av faktiska internbelastningsrisken. Andel Mobil P: Labil P varierade från 60–100% i våtmarkerna. I majoriteten av våtmarkerna var förhållandet mindre än 100%, vilket tyder på en större internbelastningsrisk än det uträknade Li.

Våtmarker med hög OM % löper större risk för att anoxiska förhållanden skapas vid nedbrytning av detta vilket ökar risk för internbelastning. I våtmarker med hög andel OM samt relativt hög Li som i Sky och Ökn, kan det därför vara fördelaktigt att ta bort viss växtlighet som en åtgärd för att minska internbelastningsrisken. I våtmarker med hög TP och labilt P i yt-sedimentet kan det möjligen vara fördelaktigt att avlägsna lite av sedimentlagret för att risken ska minska att P omlagras eller läcker från sedimentet. För utförligare bild av extern påverkan av TP och därmed mobil P på våtmarkerna kan möjligen faktorer som P-AL samt djurtäthet i avrinningsområdet vara viktiga att studera. Även pH i våtmarkerna kan vara en viktig ytterligare faktor att inkludera för undersökning av andel P som riskerar att släppa. Ytterligare forskning behövs för en tydligare bild av P-dynamiken i våtmarkerna och drivkrafterna bakom interbelastningen.

Referenser

- Braskerud, B.C., Tonderski, K.S., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A.G.B., Ulén, B. & Koskiaho, J. (2005). Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions? *Journal of Environmental Quality* 34, 2145-2155.
- Driver, P. D., G. P. Closs, and T. Koen. 2005. The effects of size and density of carp (*Cyprinus carpio* L.) on water quality in an experimental pond. *Archiv Fur Hydrobiologie* 163:117-131.
- Ferguson, A. (2009). Size Optimization of Constructed Wetlands for Phosphorus Retention in Agricultural Area.
- Håkanson, L., & Jansson, M. (2011). Principles of lake sedimentology. Berlin, Heidelberg: Springer.
- (Havs och vattenmyndigheten. 2019)
<https://www.havochvatten.se/miljopaverkan-och-atgarder/miljopaverkan/overgodning.html>
- (havet.nu. 2020)
<https://www.malaren.org/malaren/hur-mar-malaren/overgodning/>
- Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Hansen, H.C.B. & Kronvang, B. (2009). Phosphorus retention in riparian buffers: Review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality* 38, 1942-1955.
- Hu, Q. och Huser, B.J.(2014). [Anthropogenic oligotrophication via liming: long-term phosphorus trends in acidified, limed and neutral reference lakes in Sweden](#). *Ambio*, 43(1): 104-112. DOI: 10.1007/s13280-014-0573-0.
- Huntingford, C., Atkin, O.K., Martinez-de la Torre, A. *et al.* Implications of improved representations of plant respiration in a changing climate. *Nat Commun* 8, 1602. (2017). <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01774-z>
- Huser ,B.J. Huser and & Rydin, E. Rydin. (2005). Phosphorus inactivation by aluminum in Lakes Gårdsjön and Härsvatten sediment during the industrial acidification period in Sweden. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62, pp. 1702-1709

- Huser, B., Brezonik, P. och Newman, R. (2011). Effects of alum treatment on water quality and sediment in the Minneapolis Chain of Lakes, Minnesota, USA. *Lake and Reservoir Management* 27:220-228
- Huser, B., Johannesson, K. & Andersson, J. & Tonderski, K. (2011) ”Efficiency of a constructed wetland for retention of sediment-associated phosphorus” Springer Science+Business Media B.V.
- (Jordbruksverket 2010)
http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_jo/jo10_11.pdf
- Kynkäänniemi P. (2014). Small Wetlands Designed for Phosphorus Retention in Swedish Agricultural Areas [Doctoral thesis] [Internet]. Uppsala, Sweden: Swedish University of Agricultural Sciences. Available from:
https://pub.epsilon.slu.se/11471/1/kynkaanniemi_p_140902.pdf
- Lan .P. (2021). Fosforackumulation och internbelastningsrisk i två små våtmarker i Rååns avrinningsområde.
- Lannergård, E. & Norlin, A. & Huser, B. & Sandström, S. & Rakovic, J. & Futter, M. (2020). New Insights Into Legacy Phosphorus From Fractionation of Streambed Sediment.
- Lundekvam, H. & Skoien, S. (1998). Soil erosion in Norway. An overview of measurements from soil loss plots. *Soil Use and Management* 14, 84-89.
- Mitchell, M.A., Jensen, O.E., *et al.* Model of carbon dioxide dissolution and mineral carbonation kinetics (2009).
- Pant, H. K. & Reddy, K. R. (2003). Potential internal loading of phosphorus in a wetland constructed in agricultural land. *Water research* (Oxford) 37(5): 965–972.
- Pilgrim, K. & Huser, B. & Brezonik, P. (2007). A method for comparative evaluation of whole-lake and inflow alum treatment. Available at www.sciencedirect.com
- (SMHI 2020) <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/meteorologi/vind-varfor-blasar-det-1.362>
- (Sveriges Vattenmiljö 2019) <https://www.sverigesvattenmiljo.se/sa-mar-vara-vatten/2019/sammanfattningar/0/0/4>
- Ulén, B. (2004). Size and settling velocities of phosphorus-containing particles in water from agricultural drains. *Water Air and Soil Pollution* 157, 331-343.
- Weber, M. J. and M. L. Brown. (2009). Effects of Common Carp on Aquatic Ecosystems 80 Years after “Carp as a Dominant”: Ecological Insights for Fisheries Management. *Reviews in Fisheries Science* 17:524-537.

Wörman, A. & Kronnäs, V. (2005). Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. *Journal of Hydrology* 301, 123-138.